PATRINAT
CENTRE D'EXPERTISE ET DE DONNÉES
OFB•MNHN•CNRS•IRD

Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides

Fondements théoriques, scientifiques et techniques

-

Version 2.0

Gayet Guillaume, Fossey Maxime, Baptist Florence, Biaunier Joris, Caessteker Pierre, Clément Jean-Christophe, Gaucherand Stéphanie, Isselin-Nondedeu Francis, Lemot Antoine, Mesléard François, Pelegrin Olivier



septembre 2023

biotope
UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC
université de TOURS
INRAE
Cerema
Tour du Valat

PATRINAT

Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel

Un service commun
de l'Office français de la biodiversité,
du Muséum national d'Histoire naturelle,
du Centre national de la recherche scientifique
et de l'Institut pour la recherche et le développement

Nom du projet : méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides

Chef de projet : Guillaume Gayet – agent OFB à PatriNat

Chargé de mission : Maxime Fossey – agent MNHN à PatriNat

Experts mobilisés : Baptist Florence (Soltis filiale de Biotope), Biaunier Joris (Cerema), Caessteker Pierre (OFB), Clément Jean-Christophe (Université Savoie Mont Blanc), Gaucherand Stéphanie (Inrae), Isselin-Nondedeu Francis (Université François Rabelais – Tours), Lemot Antoine (Cerema), Mesléard François (Fondation de la Tour du Valat), Pelegrin Olivier (Biotope)

Référence du rapport conseillée : Gayet, G., Fossey, M., Baptist, F., Biaunier, J., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Lemot, A., Mesléard, F., Pelegrin, O. 2023. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Version 2.0.

PatriNat

Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel

Dans une unité scientifique associant des ingénieurs, des experts et des spécialistes de la donnée, PatriNat rapproche les compétences et les moyens de ses quatre tutelles que sont l'OFB, le MNHN, le CNRS et l'IRD.

PatriNat coordonne des programmes nationaux d'acquisition de connaissance pour cartographier les écosystèmes, les espèces et les aires protégées, surveiller les tendances de la biodiversité terrestre et marine, répertorier les zones clefs pour la conservation de la nature (Znieff), et produire des référentiels scientifiques et techniques (TaxRef, HabRef, etc.). Ces programmes associent de nombreux partenaires et fédèrent les citoyens à travers des observatoires de sciences participatives (tels que Vigie-Nature, INPN espèces ou Vigie-terre).

PatriNat développe des systèmes d'information permettant de standardiser, partager, découvrir, synthétiser et archiver les données aussi bien pour les politiques publiques (SIB, SINP) que pour la recherche (PNDB) en assurant le lien avec les systèmes internationaux (GBIF, CDDA, etc.)

PatriNat apporte son expertise dans l'interprétation des données pour accompagner les acteurs et aider les décideurs à orienter leurs politiques : production d'indicateurs, notamment pour l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) et des livrets de chiffres clés, élaboration des Listes rouges des espèces et écosystèmes menacés, revues systématiques, préparation des rapportages pour les directives européennes, élaboration d'outils de diagnostic de la biodiversité pour les acteurs des territoires, ou encore évaluation de l'efficacité des mesures de restauration. PatriNat organise également l'autorité scientifique CITES pour la France.

L'ensemble des informations (de la donnée brute à la donnée de synthèse) est rendu publique dans les portails NatureFrance, INPN et Compteur BIOM.

En savoir plus : www.patrinat.fr

Direction : Laurent PONCET et Julien TOUROULT

Naturefrance

Le service public d'information sur la biodiversité

Naturefrance représente le service public d'information sur les politiques publiques de biodiversité en France. Il se décline dans plusieurs portails d'information, dont le portail général naturefrance.fr. Destiné à un public aussi large que possible, il propose des clés de lecture des grands enjeux liés à la biodiversité et à son évolution, aux pressions qu'elle subit, et aux réponses de la société. Naturefrance présente des chiffres clés, des indicateurs développés dans le cadre de l'ONB (Observatoire national de la biodiversité), des articles et des publications, issus de l'analyse scientifique des données provenant des politiques publiques de conservation ou d'activités socio-économiques favorables ou défavorables à la biodiversité.

Dans le cadre de cette mission confiée par l'OFB, PatriNat gère ce portail et participe au traitement, à l'analyse et à l'interprétation d'une partie des données versées sur Naturefrance : par exemple, celles provenant du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP) ou encore du Système d'information de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (SI CITES).

En savoir plus : naturefrance.fr

Inventaire national du patrimoine naturel

Le portail de la biodiversité et de la géodiversité françaises, de métropole et d'outre-mer

Dans le cadre de Naturefrance, l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) est le portail de la biodiversité et de la géodiversité françaises, de métropole et d'outre-mer (www.inpn.fr). Il regroupe et diffuse les informations sur l'état et les tendances du patrimoine naturel français terrestre et marin (espèces animales, végétales, fongiques et microbiennes actuelles et anciennes, habitats naturels, espaces protégés et géologie) en France métropolitaine et ultramarine.
Les données proviennent du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP) et de l'ensemble des réseaux associés. PatriNat organise au niveau national la gestion, la validation, la centralisation et la diffusion de ces informations. L'inventaire consolidé qui en résulte est l'aboutissement d'un travail associant scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature, en vue d'établir une synthèse régulièrement mise à jour du patrimoine naturel en France.
L'INPN est un dispositif de référence français pour la connaissance naturaliste, l'expertise, la recherche en macroécologie et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel. L'ensemble de ces informations sont mises à la disposition de tous, professionnels, amateurs et citoyens.

En savoir plus : www.inpn.fr

Compteur Biodiversité Outre-mer

Le portail des indicateurs, des enjeux et des initiatives sur la biodiversité en outre-mer

Dans le cadre de Naturefrance, le Compteur de la biodiversité Outre-mer (BiOM) développe une entrée dédiée aux territoires ultramarins français qui abritent une part importante de la biodiversité mondiale. Portail accessible, actualisé et pérenne, il favorise la rencontre des citoyens et des acteurs de la biodiversité, autour de trois objectifs : partager la connaissance scientifique, valoriser les actions des territoires ultramarins, et encourager chacun à agir. Cette démarche vise à relater les contextes culturels et mettre en avant des enjeux spécifiques de chaque territoire, pour répondre à un engagement du Livre bleu des Outre-mer.
Des études auprès des citoyens viennent compléter l'initiative : par exemple le premier panorama des programmes de sciences participatives dans les territoires, et une enquête sur la perception de la nature et l'utilisation des outils numériques.
PatriNat assure la mise en œuvre du projet et avec la participation des acteurs des outre-mer, suivant trois axes : production d'indicateurs de biodiversité (connaissances, espèces menacées, espaces protégés, etc.), relai des actions de mobilisation et de sciences participatives (écogestes, inventaires participatifs, etc.) et gestion technique du portail.

En savoir plus : biodiversite-outre-mer.fr

Table des matières

Remerciements **13**

I. Introduction **15**

I.1. Contexte national 15

I.2. Objectif de la méthode 15

I.3. Public visé par la méthode 15

I.4. Zones humides ciblées par la méthode et préalables indispensables 15

I.5. Qu'entend-t-on par fonction ? 16

I.5.1. Définition du terme « fonction » 16

I.5.2. Fonctions et sous-fonctions évaluées par la méthode 16

I.5.2.1. Fonctions hydrologiques 18

1. Sous-fonction de ralentissement des ruissellements 22

2. Sous-fonction de recharge des nappes 24

3. Sous-fonction de rétention des sédiments 26

4. Sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval 29

5. Sous-fonction de soutien au débit d'étiage 36

I.5.2.2. Fonctions biogéochimiques 41

1. Sous-fonctions associées au cycle de l'azote 43

L'assimilation végétale de l'azote 45

La dénitrification des nitrates 47

2. Sous-fonctions associées au cycle du phosphore 50

L'assimilation végétale des orthophosphates 53

L'adsorption et la précipitation du phosphore 55

3. Sous-fonction de séquestration du carbone 56

I.5.2.3. Fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces 59

1. Sous-fonction de support des habitats 60

2. Sous-fonction de connexion des habitats 64

I.5.3. Remarques sur quelques sous-fonctions non évaluées 66

I.6. Impératifs opérationnels pour la conception de la méthode 67

II. Démarche adoptée pour concevoir la méthode **68**

II.1. Une conception en plusieurs séquences avec de multiples partenaires 68

II.2. Version 1 de la méthode parue en 2016 (voir Gayet *et al.* 2016a et b) 69

II.2.1. Organismes et personnes impliqués durant les phases de test 69

II.2.2. Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés 71

II.2.3. Répartition des sites tests à l'échelle nationale 72
II.2.4. Caractéristiques des sites tests de 2015 73
II.3. Version 2 de la méthode, parue en 2023 (présent document) 74
II.3.1. Contributions du retour d'expérience sur la version 1 74
II.3.2. Organismes et personnes impliqués durant les phases de test 74
II.3.3. Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés 75
II.3.4. Répartition des sites tests à l'échelle nationale 75
II.3.5. Caractéristiques des sites tests de 2017 et 2018 76
III. Zones prises en compte pour l'évaluation des fonctions 77
III.1. Le site 77
III.2. L'environnement du site 78
III.2.1. La zone contributive et la zone tampon 78
III.2.2. Le paysage 80
III.2.3. Le cours d'eau 81
IV. Diagnostic de contexte du site 82
IV.1. Appartenance à une masse d'eau de surface 85
IV.2. Description de l'environnement du site 87
IV.2.1. Les pressions anthropiques dans la zone contributive 87
IV.2.2. Le type de paysage 91
IV.3. Description du site 94
IV.3.1. Le système hydrogéomorphologique 94
IV.3.1.1. Principe du système de classification hydrogéomorphologique 94
IV.3.1.2. Dénomination et description des systèmes hydrogéomorphologiques retenus 94
IV.3.1.3. Précautions à prendre pour la délimitation des sites et cas exceptionnels 116
IV.3.2. Les habitats 118
V. L'interface de dimensionnement 121
VI. Diagnostic fonctionnel du site 123
VI.1. Les indicateurs 124
VI.1.1. Définition 124
VI.1.1.1. Le paramètre 124
VI.1.1.2. L'indicateur 125
VI.1.2. Les deux types d'indicateurs 127
VI.1.2.1. Indicateurs dans le site et notions de capacité fonctionnelle relative et absolue 127

VI.1.2.2. Indicateurs dans l'environnement du site et notions d'opportunité fonctionnelle relative et absolue 128
VI.1.3. Procédure adoptée pour concevoir un indicateur 130
VI.1.3.1. L'identification de la sous-fonction à évaluer 131
VI.1.3.2. La bibliographie et la sélection des paramètres 131
VI.1.3.3. Étalonnage de l'indicateur et première version de l'indicateur 131
VI.1.3.4. Test de l'indicateur 134
VI.1.3.5. Analyse et correction éventuelle de l'indicateur 134
1. Vérifier l'utilité de l'indicateur 135
2. Vérifier l'étalonnage de l'indicateur et correction 135
3. Vérifier la non redondance des indicateurs entre eux (multi colinéarité) 136
4. Vérifier la corrélation de l'indicateur avec des suivis plus approfondis 136
5. Vérifier le respect des impératifs énoncés pour appliquer la méthode 136
VI.1.3.6. Version finale de l'indicateur 137
VI.1.4. Présentation des indicateurs 138
VI.1.4.1. Indicateurs dans la zone contributive 145
1. « Surfaces cultivées », « Surfaces enherbées », « Surfaces construites », « Infrastructures de transport », « Écoulement retardé » et « Exposition aux crues » 145
2. « Écoulement retardé » 156
3. « Exposition aux crues » 160
VI.1.4.2. Indicateurs sur le cours d'eau (spécifiques aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial voire estuarien) 163
1. « Sinuosité du cours d'eau » 163
2. « Proximité au lit mineur » 167
3. « Incision du lit mineur » 170
VI.1.4.3. Indicateurs dans le paysage 174
1. « Rareté de l'anthropisation des milieux », « Richesse en milieux » et « Équipartition des milieux » 174
2. « Corridors boisés », « Corridors aquatiques permanents », « Corridors aquatiques temporaires », « Rareté des grandes infrastructures de transport » et « Rareté des petites infrastructures de transport » 182
VI.1.4.4. Indicateurs dans le site 195
1. « Végétalisation du site » 195
2. « Assimilation N et P », « Séquestration C », « Surface terrière carbone », « Surface terrière étiage » 197

3. « Rugosité du couvert végétal » spécifique aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien 210
4. « Rareté des rigoles », « Rareté des fossés », « Rareté des fossés profonds », « Rareté des drains souterrains » 214
5. « Rareté du ravinement », « Végétalisation des berges » (« Végétalisation des berges » spécifique au site dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien) 225
6. « pH neutre », « pH acide-alcalin » 231
7. « Matière organique incorporée en surface », « Matière organique enfouie » 237
8. « Tourbe en surface », « Tourbe enfouie » 246
9. « Texture en surface 1 », « Texture en surface 2 », « Texture en profondeur » 255
10. « Conductivité hydraulique en surface » et « Conductivité hydraulique en profondeur » 266
11. « Engorgement temporaire » et « Engorgement permanent » 275
12. « Richesse en habitats », « Équipartition des habitats », « Habitats hygrophiles », « Habitats non hygrophiles », « Habitats halophiles », « Habitats non halophiles » 284
13. « Rareté de l'anthropisation de l'habitat » 306
14. « Rareté des invasions biologiques végétales » 312
15. « Rareté de la fragmentation » 316
16. « Similarité avec le paysage » 320

VI.1.5. Interprétation des indicateurs et précautions élémentaires 325

VI.2. Principales informations relevées en complément des indicateurs 326

VII. Gain fonctionnel, perte fonctionnelle et équivalence fonctionnelle évalués avec les indicateurs 328

VIII. L'interprétation du résultat pas à pas 329

IX. Documents et outils mis à disposition pour l'évaluation 330

IX.1. Déjà disponibles ! 330

IX.2. À venir ! 331

IX.2.1. Objectifs et enjeu de l'outil internet 331

IX.2.2. Principe général de l'outil internet 331

IX.2.3. Présentation de l'outil et de ses fonctionnalités 332

IX.2.3.1. Création d'un compte : onglet « Connexion » 332

IX.2.3.2. Authentification : onglet « Connexion » 332

IX.2.3.3. Page d'accueil 333

IX.2.3.4. Créer un Projet 334

IX.2.3.5. Liste des Projets 334

IX.2.3.6. Créer un site 335

IX.2.3.7. La liste des sites par projets 335
IX.2.3.8. La page du site 336
IX.2.3.9. Comparaison des sites 337
IX.2.4. Langages de programmation et Frameworks 337
IX.2.4.1. Le Front-End 337
IX.2.4.2. Le Back-end 338
IX.2.4.3. Logiciels et Systèmes de gestion de base de données 339
X. Vérification du respect des exigences de conception de la méthode et principales modifications apportées aux prototypes pour parvenir à la version finale 340
X.1. Pragmatisme : clarté des instructions pour appliquer la méthode et justesse des informations obtenues 341
X.1.1. Utilisation de la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques 341
X.1.2. Délimitation de la zone contributive 341
X.1.3. Photo-interprétation sur la BD ORTHO® 342
X.1.4. Informations collectées sur les sondages pédologiques 342
X.2. Rapidité de mise en œuvre 343
X.3. Reproductibilité 348
X.4. Indépendance maximale à la phénologie et aux variations saisonnières 349
X.5. Accessibilité et fiabilité des données utilisées : indépendance aux informations des documents de police de l'eau 350
X.6. Résultat fondé scientifiquement, synthétique et compréhensible par des publics techniques et non techniques 351
XI. Principales limites de la méthode 352
XII. Autres applications éventuelles de la méthode 353
XIII. Principales perspectives 354
Annexe 1 : Interdépendance entre les fonctions réalisées par les zones humides et prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser 355
Annexe 2 : Superficie des sites tests de 2015 et de leurs zones contributives par système hydrogéomorphologique 357
Annexe 3 : Méthodologie utilisée pour la typologie des sites en fonction de leurs caractéristiques ou des caractéristiques de leur environnement 359
Annexe 4 : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 1 dans les sites tests 360
Annexe 5 : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 2 dans les sites tests 364
Annexe 6 : Description et typologie des sites tests en fonction des caractéristiques de leurs paysages 369

Annexe 7 : Description et typologie des sites tests en fonction de l'occupation du sol de leurs zones contributives 373

Annexe 8 : Description et typologie des systèmes hydrogéomorphologiques et des habitats EUNIS niveau 3 dans les sites tests des prototypes de 2017 et 2018 376

Annexe 9 : Réflexion pour le choix des échelles (extrait de Clair *et al.* 2005 d'après la contribution à l'élaboration d'une méthodologie de cartographie des habitats naturels et des espèces végétales dans les sites Natura 2000, 2004, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux) 378

Annexe 10 : Influence de différents facteurs sur le temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015 379

Bibliographie 381

Synthèse réalisée sur la mise en œuvre de la version 1 de la méthode 406

Références des rapports de stages associés à la conception de la méthode 407

Remerciements

Nous remercions Ghislaine Ferrere et Joanie Catrin du Bureau de la ressource en eau, des milieux aquatiques et de la pêche en eau douce (Direction de l'eau et de la biodiversité) au Ministère de la Transition écologique pour avoir suivi ce travail avec intérêt et avoir participé à son bon déroulement.

Nous remercions tous les partenaires qui ont testé les prototypes de cette version 2 de la méthode et qui ont fait des retours critiques pour l'améliorer : François Chevaux, Fanny Guillot, Léa Menuet, Sébastien Gatelier, Eric Lemitouard, Vanessa Rauel (Centre d'Études et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement), Anne Vivier (OFB), Marie Rolland (stagiaire OFB - INRAE en 2018) sous la direction de Stéphanie Gaucherand (INRAE), Alizée Ribas et Zéphyr Barré (stagiaires OFB - Smiddest en 2018) sous la direction de Diane-Laure Sorrel (Syndicat mixte pour le développement durable de l'estuaire de la Gironde), Thomas Fabrègue (stagiaire OFB - Siel en 2018) sous la direction de Julien Caucat (Siel, syndicat mixte des étangs littoraux), Hélène Anquetil (DR - OFB Bretagne), Emmanuel Perez (DR - OFB Grand Est), Guillaume Felzinger et Loïc Lecapitaine (DR - OFB Hauts de France). Merci également à tous les organismes qui nous ont accompagnés lors de ces tests, en particulier merci aux agents des services départementaux de l'OFB, des services de l'État, du conservatoire du littoral, des collectivités locales, des associations, des bureaux d'étude...

Nous remercions tous les partenaires qui ont participé aux comités de pilotage à l'échelle nationale et régionale et qui ont contribué par leurs propositions à la conception de la méthode.

Nous remercions Delphine Loupsans (OFB) pour avoir contribué au développement de l'interface de dimensionnement de la compensation écologique avec des apports scientifiques dans les domaines des sciences humaines et sociales.

Nous remercions également Béatrice Gentil-Salasc (OFB) qui a participé à la mise en forme du guide associé à cette méthode.

Merci à Jean-Marc Allard, Sylvie Chevallier, Mélanie Hubert, Guilène Procida (MNHN), Stanislas Wroza, Farid Bensettiti et Christophe Ferrier (OFB) pour l'aide précieuse apportée durant ce travail.

Ce document présente seulement les fondements théoriques, scientifiques et techniques de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides.

Pour avoir un aperçu synthétique du contenu de la méthode, reportez-vous au Guides et protocoles dédié à la méthode, paru dans les collections de l'Office français de la biodiversité (voir Gayet *et al*. 2023a). Il est indiqué dans le présent document quand vous devez vous reportez au Guides et protocoles pour en savoir plus sur des éléments de la méthode.

Un tableur est mis à disposition avec la méthode pour l'appliquer. Reportez-vous à la partie B du Guides et protocoles pour connaître les instructions pour remplir ce tableur.

Reportez-vous au Guide pour connaître les éléments clefs pour interpréter le résultat d'une évaluation dans le tableur.

I. Introduction

I.1. Contexte national

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître le contexte politique, règlementaire et pratique dans lequel la méthode a été conçue (voir section « Contexte national » du guide).

I.2. Objectif de la méthode

Cette méthode doit répondre à la question suivante :

Les pertes fonctionnelles sur le site impacté peuvent-elles être compensées par les gains fonctionnels prévus sur le site de compensation après la mise en œuvre des mesures compensatoires ?

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître le détail de la question à laquelle la méthode permet de répondre. Les principes de la compensation écologique auxquels l'application de la méthode répond durant la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser » sont également présentés (voir section « Objectif de la méthode » du guide).

I.3. Public visé par la méthode

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître le public destinataire de la méthode (voir section « Public visé par la méthode » du guide).

I.4. Zones humides ciblées par la méthode et préalables indispensables

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître les zones humides sur lesquelles la méthode est applicable (voir section « Champs d'application de la méthode et préalables indispensables » du guide).

I.5. Qu'entend-t-on par fonction ?

I.5.1. Définition du terme « fonction »

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître la définition du terme « fonction » (voir section « Fonctions évaluées » du guide).

Voir l'Annexe 1 pour avoir des informations sur les relations entre les fonctions et la prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser.

I.5.2. Fonctions et sous-fonctions évaluées par la méthode

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces se déclinent en sous-fonctions difficiles à évaluer de manière exhaustive. Par exemple, pour l'assimilation végétale des nutriments (azote, phosphore, carbone, potassium, magnésium, calcium…), chaque nutriment fait l'objet de processus d'assimilation distincts qu'il faudrait pouvoir évaluer individuellement. **Avec une telle méthode, rapide dans son application, il n'est donc pas possible d'évaluer toutes ces sous-fonctions et des arbitrages ont été faits.** Les sous-fonctions retenues sont le résultat d'une réflexion menée par les partenaires associés à la conception de la méthode. **Elles sont celles pour lesquelles (1) les zones humides ont souvent un rôle prépondérant comparé aux autres écosystèmes, (2) la littérature scientifique est suffisamment abondante pour proposer des indicateurs qui reflètent le plus pertinemment possible leur intensité et (3) il paraît possible de les évaluer par le biais d'une telle méthode.**

Les fonctions et les sous-fonctions évaluées avec la méthode sont les suivantes :

- **fonctions hydrologiques :**
  - **ralentissement des ruissellements :** évaluer le ralentissement des écoulements d'eau en surface (flux liquides),
  - **recharge des nappes :** évaluer l'infiltration des eaux de surface en profondeur dans le sol (flux liquides souterrains),
  - **rétention des sédiments :** évaluer le captage des sédiments qui transitent avec les ruissellements et la rétention des particules solides présentes dans la zone humide (flux solides érosifs ou particulaires),
  - **atténuation du débit de crue :** évaluer la capacité de réception/stockage des eaux de submersion par la zone humide (zone d'expansion de crue et zone de submersion marine) pouvant contribuer à la réduction des crues à l'aval. Cette fonction est évaluée seulement en systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux, riverains des étendues d'eau, estuariens, péri-lagunaires, de pannes dunaires et/ou côtiers (voir section I.5.2.1),
  - **soutien au débit d'étiage :** évaluer la capacité de stockage de l'eau ; et de restitution différée par la zone humide dans le réseau hydrographique de surface en aval. Cette fonction est évaluée seulement en systèmes hydrogéomorphologiques de plateaux, sources et suintements et dépressions (voir section I.5.2.1),

- **fonctions biogéochimiques :**
  - **dénitrification des nitrates :** évaluer la transformation des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux dans l'atmosphère (N_2O, NO, N_2),
  - **assimilation végétale de l'azote :** évaluer la capacité de la végétation à assimiler l'azote et à le retenir temporairement,
  - **adsorption, précipitation du phosphore :** évaluer le processus de rétention du phosphore par le biais de mécanismes d'adsorption et de précipitation dans le sol ;
  - **assimilation végétale des orthophosphates :** évaluer la capacité de la végétation à assimiler les orthophosphates et à les retenir temporairement,
  - **séquestration du carbone :** évaluer l'importance de la séquestration du carbone dans les végétaux et dans le sol,

- **fonctions d'accomplissement du cycle biologique des espèces :**
  - **support des habitats :** évaluer la composition et la structure des habitats pour décrire leur capacité à accueillir des espèces autochtones afin qu'elles y accomplissent tout ou partie de leur cycle biologique,
  - **connexion des habitats :** évaluer la connectivité (inverse de l'isolement) des habitats et décrire les possibilités de déplacement des espèces autochtones.

Chaque sous-fonction sélectionnée est décrite ci-après. **À noter, la parution du rapport de Rapin *et al*. (2021) sur les fonctions des zones humides pour compléter la bibliographie sur le sujet.**

I.5.2.1. Fonctions hydrologiques

L'intégrité de la zone humide (c'est à dire le maintien de sa structure fonctionnelle) et les fonctions hydrologiques qui en découlent dépendent de six facteurs clefs : (1) sa superficie, (2) l'hétérogénéité de sa végétation, (3) les caractéristiques de son environnement (par ex. paysage, zone tampon et zone contributive), (4) son niveau de fragmentation, (5) l'hydro-période[1] et (vi) l'hydro-connectivité[2] (Lacroix *et al*. 2006). Ces facteurs affectent le fonctionnement général d'une zone humide selon des relations interdépendantes (Figure ci-après). L'hydrologie est probablement le facteur déterminant le plus important pour l'établissement et le maintien de différents types de zones humides et des processus associés (Mitsch et Gosselink 2000). **En effet, la dynamique hydrologique (caractérisée par l'hydro-période et l'hydro-connectivité), affecte de nombreux facteurs abiotiques comme l'anaérobiose des sols et la disponibilité en nutriments, avec des effets en cascade sur les micro-organismes, la faune, la flore et la fonge. Ces communautés affectent en retour l'hydrologie et les processus physicochimiques par des effets rétroactifs.**

[1] L'hydro-période se définit par la fréquence, la durée, l'intensité et la saisonnalité des variations du niveau d'eau au sein de la zone humide.

[2] L'hydro-connectivité se définit par la capacité d'échange de la zone humide avec le complexe hydrologique auquel elle appartient, à savoir le bassin versant.

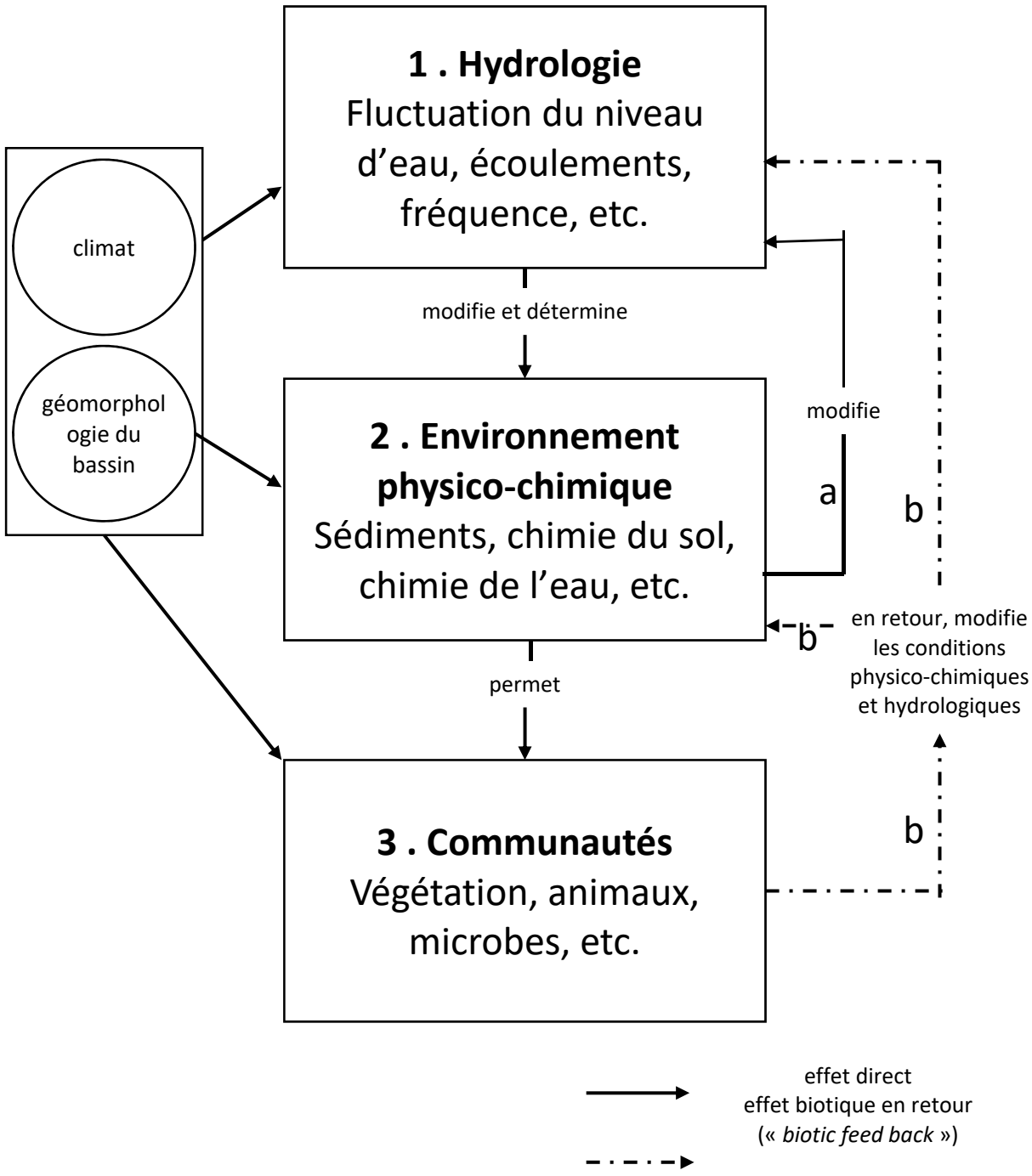


Figure 1 : Schéma des effets des conditions hydrologiques sur le fonctionnement d'une zone humide, et des effets biotiques en retour qui influencent le fonctionnement hydrologique de la zone humide. Les flèches a et b sont des effets en retours sur l'hydrologie et les conditions physico-chimiques de la zone humide (adapté de Mitsch et Gosselink 2007).

Les principales sources d'alimentation en eau d'une zone humide sont les précipitations, les écoulements de surface et de subsurface et les écoulements souterrains. Précisons que pour les systèmes alluviaux, riverains des étendues d'eau, estuariens, péri-lagunaires, de pannes dunaires et

côtiers, ce sont les apports d'eau de surface provenant du réseau hydrographique par phénomène de submersion (Middleton 2002, Brinson 2009) et/ou les flux d'eau souterrains qui dominent (Mitsch et Gosselink 2007). Pour les autres zones humides, incluant les zones de dépression, de plateau, de source et de suintement, ce sont les résurgences, les fluctuations de la nappe phréatique (alimentée par les précipitations) ou encore les écoulements de (sub)surface provenant de la zone contributive (Buteau *et al*. 1994, Yetter 2004) qui peuvent former les sources d'alimentation principales. Enfin, et dans tous les cas de figure, les pertes se font par évaporation, évapotranspiration, écoulements en surface ou souterrains.

Les écoulements d'eau au voisinage des zones humides et en interaction avec les structures environnantes (par ex. réseau hydrographique, étendues d'eau, parcelles agricoles) définissent une continuité hydraulique et déterminent l'opportunité d'accomplir des sous-fonctions hydrologiques. Les conditions météorologiques et les caractéristiques de l'environnement, responsables des flux en zones humides, sont alors déterminantes dans leur fonctionnement hydrologique (Barnaud et Fustec 2007). Dès lors, étant donné la diversité des situations spatiales et/ou temporelles caractérisant les zones humides, les bilans hydrologiques et les sous-fonctions qui en dépendent, peuvent différer fortement selon la zone humide considérée (Nilsson *et al*. 2013, Rains *et al*. 2015, Fossey *et al*. 2016).

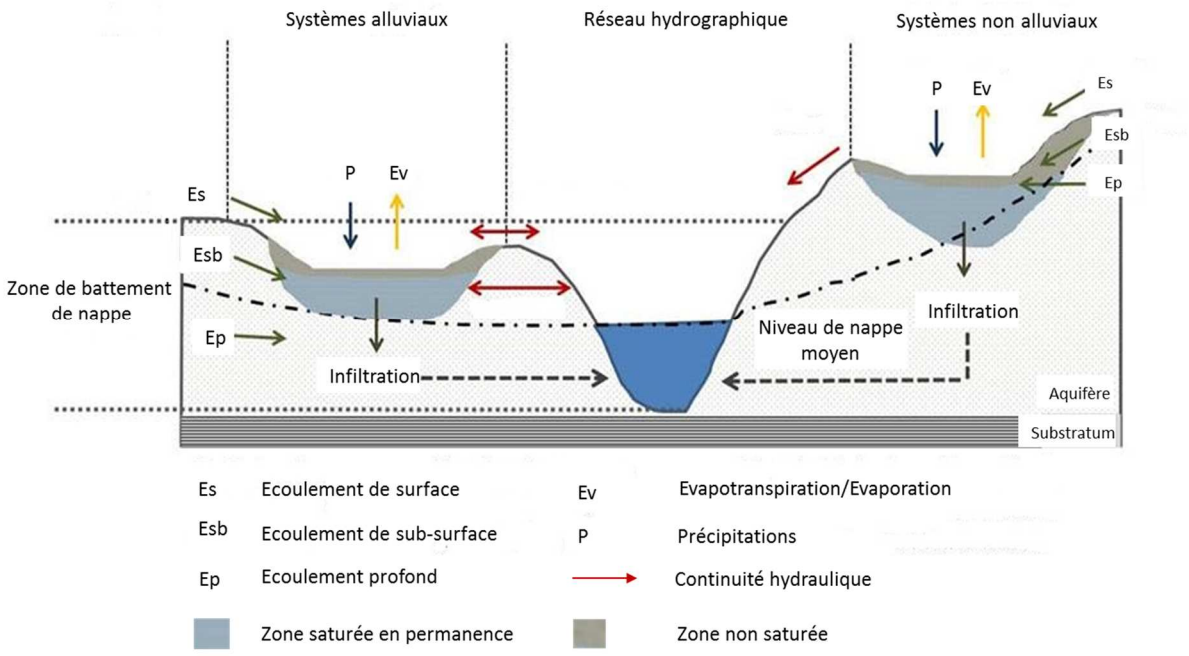


Figure 2 : Schéma général des continuités hydrauliques d'une zone humide submersible et non submersible par le réseau hydrologique de surface (adapté de Fossey *et al.* 2016). Les couleurs de flèches avec une légende indiquent différents types de processus à l'œuvre.

Dans le cadre de cette méthode, les fonctions hydrologiques sont déclinées en cinq sous-fonctions : (1) le ralentissement des ruissellements, (2) la recharge des nappes, (3) la rétention des sédiments, (4) l'atténuation du débit de crue et (5) le soutien au débit d'étiage à l'aval.

À noter que ces sous-fonctions sont directement liées aux services écosystémiques procurés par les zones humides tels que définis dans le rapport mondial sur l'état des écosystèmes (MEA 2005) ; ou elles sont encore directement liées aux contributions de la nature aux sociétés (Pascual *et al.* 2017).

1. Sous-fonction de ralentissement des ruissellements

Les apports d'eaux superficielles provenant du ruissellement terrestre incluent les écoulements non chenalisés (habituellement pendant ou peu après les pluies ou le dégel) et les écoulements chenalisés (zone humide alluviale par exemple) (Mitsch et Gosselink 2000). **Les zones humides réceptrices des écoulements de surface sont donc logiquement situées topographiquement plus bas que l'environnement alentour.** L'ampleur et la vitesse de ces écoulements peuvent être affectés par exemple par les pluies ou le mode d'occupation des sols sur les versants (Barnaud et Fustec 2007). **Évaluer la sous-fonction de ralentissement des ruissellements revient donc principalement à évaluer la capacité d'une zone humide à réduire la vitesse de transit des écoulements qui ont lieu en surface.**

Au sein d'une zone humide, une série de facteurs physiques et biologiques peuvent influencer la vitesse des ruissellements. Parmi ces facteurs, on liste :

- **Le mode d'occupation du sol en amont et dans la zone humide :** la réduction de la vitesse des écoulements superficiels par la végétation dépend notamment de la rugosité du couvert végétal. Les arbres sont particulièrement efficaces dans le cas de débits ou de lames d'eau importantes. Les strates inférieures (herbacées et arbustives) offrent également une résistance aux écoulements. Lorsqu'une crue se propage, les débris interceptés par la végétation sont des obstacles supplémentaires aux écoulements (Barnaud et Fustec 2007). La nature et la densité du couvert végétal influencent donc la vitesse des écoulements et la sédimentation des particules (Fustec et Lefeuvre 2000) ;
- **La complexité topographique.** La microtopographie d'une zone humide peut affecter son fonctionnement hydrologique (Moser *et al.* 2007a) en ralentissant de manière plus ou moins importante les écoulements. De même, les bras morts, dépressions, levées, bourrelets de berges à l'aval, infrastructures… accroissent la tortuosité des écoulements et amoindrissent leur vitesse ;
- **Les systèmes de drainage.** Cela peut par exemple être des aménagements comme les fossés qui sont notamment destinés à évacuer les eaux de surface durant les intempéries (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007). Ils tendent à accélérer la vitesse des écoulements dans la zone humide. L'intensité de leur effet varie notamment selon leur orientation par rapport à la pente, leur dimensionnement (par ex. profondeur), leur mode de gestion (par ex. enherbement) et les ouvrages qui y sont implantés (par ex. seuil, martellière, vanne) ;
- **Le ravinement.** L'érosion à l'origine de ravinements dans les zones humides favorise un transfert rapide des ruissellements vers l'aval (Poesen *et al.* 2003) ;
- **Les « caractéristiques de l'exutoire » de la zone humide.** Elles affectent aussi le temps de séjour dans les milieux riverains. Plus les débits de sortie sont limités, plus l'écoulement des eaux à l'amont est ralenti et leur temps de séjour est important (Barnaud et Fustec 2007) ;
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux**. Les zones humides alluviales sont sous l'influence des écoulements observés au niveau du cours d'eau. Quand les écoulements dans la rivière débordent dans la plaine d'inondation, le niveau à plein bords est dépassé. Les zones humides peuvent alors recevoir les eaux en

surface par inondation et ralentir voire réduire ces écoulements du fait de la rugosité du couvert végétal en place et de phénomènes d'humectation des sols. En général plus le lit mineur est incisé, plus la distance entre la zone humide et le cours d'eau est grande, plus le cours d'eau est rectiligne, moins le cours d'eau est connecté aux zones humides alluviales et moins les conditions sont favorables au ralentissement des ruissellements dans la zone humide.

À noter que le ralentissement des ruissellements dans les zones humides et leurs effets en aval sur les pics d'inondation peuvent être complexes. Le plus souvent, les zones humides tendent à ralentir ou réduire les écoulements mais cet effet n'est pas systématique (voir Bullock et Acreman 2003).

Pour évaluer le ralentissement des ruissellements dans la zone humide, les caractéristiques des systèmes de drainage en surface sont prises en compte. En complément, pour les zones humides alluviales spécifiquement, la rugosité du couvert végétal, l'incision du lit mineur du cours d'eau (hauteur à plein bords), la sinuosité du cours d'eau, la concentration des écoulements en amont, la densité du réseau de drainage et la forme de la zone contributive sont également prises en compte. Les caractéristiques d'un éventuel exutoire dans la zone humide, la topographie et la pente ne sont pas prises en compte car trop complexes à mesurer dans le cadre de cette méthode.

2. Sous-fonction de recharge des nappes

Il a longtemps été considéré que les zones humides présentaient des capacités d'échange quasi inexistantes avec les eaux souterraines (substratums peu perméables, colmatage en profondeur par des éléments fins ou de la matière organique peu perméable). Effectivement, beaucoup de zones humides sont sur un sol ou un substrat rocheux imperméable, ayant de fait peu d'interactions avec les eaux souterraines (Bullock et Acreman 2003) ; les sources principales d'eau sont les écoulements de surface et les précipitations, alors que les pertes se font majoritairement par évapotranspiration et par écoulement en surface. Néanmoins, des études ont montré que des infiltrations lentes existent et que les zones humides peuvent constituer des zones de recharges permanentes pour les nappes phréatiques (Barnaud et Fustec 2007). **La recharge des eaux souterraines a lieu quand la zone humide est traversée par les écoulements de la surface vers les horizons plus profonds, en direction du substrat minéral. Une zone humide peut alors participer à la recharge des aquifères (Siegel 1987). Les flux souterrains peuvent être respectivement à l'origine d'entrées (par « décharge » des eaux souterraines) ou de sorties d'eau (on parle alors de « recharge » des eaux souterraines) dans les zones humides (Bullock et Acreman 2003).** Mesurer les apports par les sources ou les pertes par infiltration dans les zones humides est complexe. Il est souvent admis qu'en vertu du principe de la conservation de l'eau, une fois que les autres termes du bilan hydrologique sont connus la différence de volume s'explique par les échanges souterrains (Acreman 2000).

Les eaux souterraines peuvent avoir une influence déterminante sur le fonctionnement de certaines zones humides. Par exemple, la décharge des eaux souterraines dans une zone humide survient quand les eaux en surface d'une zone humide sont plus basses que celle de la nappe phréatique des terres adjacentes. À l'inverse quand le niveau d'eau d'une zone humide est plus haut que celui de la nappe phréatique environnante, les eaux souterraines vont être évacuées hors de la zone humide vers la nappe phréatique (Mitsch et Gosselink 2000). **L'évaluation de la sous-fonction de recharge des nappes consistera principalement à évaluer la capacité de l'eau de surface à s'infiltrer dans le sol de la zone humide pour contribuer à l'alimentation des nappes.**

Au sein d'une zone humide, une série de facteurs physiques peut influencer la recharge des nappes. Parmi ces facteurs, on liste notamment :

- **La granulométrie des particules et leur conductivité hydraulique.** Les zones humides sont souvent dans des zones de dépôts sédimentaires, organiques ou minéraux, dont la finesse et le degré de consolidation sont inégaux. Selon la taille des vides entre les dépôts, les écoulements sont plus ou moins rapides entre ces particules. Ainsi, à géométrie d'aquifère et piézométrie constantes, le débit dépend de la perméabilité et donc de la granulométrie et de l'arrangement des matériaux traversés par les écoulements (Fustec et Lefeuvre 2000) ;
- **La teneur en matière organique du sol des zones humides non « tourbeuses ».** La perméabilité dépend également fortement de la matière organique et de la dynamique des matières en suspension qui peuvent avoir un effet de colmatage (voir Fustec et Lefeuvre 2000) ;

- **La présence d'horizons histiques et l'état de dégradation du matériau organique qui les constituent dans les zones humides « tourbeuses ».** La conductivité hydraulique varie entre des tourbes fortement décomposées (conductivité plus faible) et des tourbes à un stade de dégradation moins avancé (conductivité plus forte) (voir Hoffmann *et al.* 1993 dans Davidsson *et al.* 2000, Baird *et al.* 1995) ;
- **Les systèmes de drainage.** Par exemple, les aménagements comme des fossés ou des drains souterrains sont destinés à évacuer les eaux vers l'aval et à assécher le sol en abaissant le niveau de la nappe phréatique (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007). Ils facilitent l'écoulement des eaux drainées vers l'aval et limitent donc la recharge des nappes ;
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux**. Dans les systèmes alluviaux, le niveau de la nappe varie selon la saison, les intempéries ou encore les fluctuations du niveau de la rivière qui la traverse (un abaissement de la nappe pouvant être observé sur quelques centaines de mètres de part et d'autre du cours d'eau en étiage). Les nappes sont le plus souvent drainées par les cours d'eau en régions tempérées (sauf en période d'inondation). Une forte incision du lit de la rivière peut affecter la capacité de recharge de la nappe phréatique par cette zone humide (effet drainant de la rivière accru) (Fustec et Lefeuvre 2000).

La sous-fonction de décharge des nappes souterraines n'est pas évaluée du fait des difficultés à identifier des paramètres pertinents à mobiliser avec cette méthode.

Pour évaluer la recharge des nappes dans une zone humide, la concentration des écoulements en amont, la conductivité hydraulique des matériaux qui constituent le sol (texture, « tourbe ») et les caractéristiques des systèmes de drainage en surface et souterrains sont prises en compte. En complément, dans les zones humides alluviales, l'incision du lit mineur du cours d'eau (hauteur à plein bords) est également prise en compte.

3. Sous-fonction de rétention des sédiments

Par sédiment, on entend toutes les particules solides constitutives du sol ou déposées à sa surface. Les alluvions sont donc des sédiments qui constituent des dépôts meubles. Les zones humides peuvent être des dépressions naturelles ou d'origine anthropique dont le comblement est en cours par des apports de sédiments provenant des cours d'eau, des particules transportées par le vent ou encore de l'accumulation de matière organique (Fustec et Lefeuvre 2000). L'importance de ces apports varie d'une zone humide à l'autre, mais ils reflètent généralement le régime hydrologique. En effet, les zones humides des plaines inondables peuvent recevoir des sédiments en proportion bien plus importante (en lien avec les crues) que les zones humides non alluviales alimentées uniquement par les précipitations ou le ruissellement de (sub)surface (Maltby 2009). La dynamique sédimentaire est cruciale pour le fonctionnement d'une zone humide. Elle anime notamment la dynamique des nutriments et des matériaux organiques. La rétention des sédiments s'effectue quand les sédiments en suspension dans l'eau sont transportés dans la zone humide (par ex. par ruissellement ou débordement des cours d'eau) puis y sont stockés que ce soit sur le court terme ou le long terme. **Évaluer la rétention des sédiments par une zone humide à court ou moyen terme revient à évaluer (1) la capacité d'une zone humide à capter les sédiments qui y transitent au travers des écoulements de surface et (2) la capacité d'une zone humide à retenir les sédiments déjà présents (par ex. particules minérales incorporées au sol).**

À l'extérieur de la zone humide, une série de facteurs physiques peuvent influencer les apports de sédiments. Parmi ces facteurs, on liste notamment :

- **Les apports de sédiments provenant de l'amont.** Les zones pourvoyeuses en sédiments vers l'aval sont souvent les cultures, les zones en construction (sol à nu), les carrières, les chemins d'exploitations forestières... (Wenger 1999) ;
- **Les caractéristiques de la zone tampon autour de la zone humide.** Les zones tampons peuvent représenter des barrières physiques aux écoulements superficiels et constituer des pièges pour les sédiments (Castelle *et al.* 1994) avant leur entrée dans la zone humide.

Une série de facteurs physiques intrinsèques à la zone humide peuvent influencer la rétention des sédiments. Parmi ces facteurs, on liste notamment :

- **La complexité topographique et le mode d'occupation du sol dans la zone humide.** La microtopographie, le type fluvial de la zone humide ou encore la nature et la densité du couvert végétal de la zone humide dispersent l'énergie cinétique de l'eau, réduisent son pouvoir érosif et facilitent les dépôts (Agence de l'eau RM&C 2007). La microtopographie peut affecter le fonctionnement hydrologique (Moser *et al.* 2007a) en générant une rugosité opposée aux écoulements. Les bras morts, dépressions, levées, bourrelets de berges à l'aval, … accroissent la tortuosité des écoulements et amoindrissent leur vitesse. Enfin, la rugosité du couvert végétal ralentit les écoulements et favorise la rétention des particules en suspension. Les arbres sont particulièrement efficaces quand les débits ou les lames d'eau sont importants. Les strates inférieures (herbacées et arbustives) offrent également une résistance aux écoulements. Lorsqu'une crue se propage dans une zone humide, les débris interceptés par la végétation sont des pièges supplémentaires pour les

sédiments (Barnaud et Fustec 2007). Selon la nature et la densité du couvert végétal, leur influence est plus ou moins grande sur la réduction de la vitesse des écoulements et la sédimentation des particules (Fustec et Lefeuvre 2000) ;

- **Les systèmes de drainage en surface.** Le drainage en surface génère le plus souvent des écoulements superficiels plus rapides et les pertes sédimentaires associées sont donc accrues. L'effet de tels aménagements peut varier selon leur orientation, leur dimensionnement (par ex. profondeur), leur mode de gestion (par ex. enherbement), les ouvrages implantés (par ex. seuil, martellière, vanne)… (voir Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007) ;
- **Le ravinement.** L'érosion à l'origine du ravinement dans les zones humides génère des chenaux efficaces pour transférer les sédiments vers l'aval, réduisant la possibilité de dépôts sédimentaires (Poesen *et al.* 2003) ;
- **La granulométrie des particules du sol.** La texture du sol est un des principaux facteurs affectant les pertes de sol dans les écosystèmes (Wischmeier et Mannering 1969, Essien 2013). La sensibilité à l'érosion diminue quand la proportion de limons décroît dans les sols (Wischmeier et Mannering 1969) ;
- **La teneur en matière organique du sol dans les zones humides non « tourbeuses ».** Les apports en matières organiques dans le sol maintiennent des systèmes biotiques actifs et complexes grâce aux composés organiques incorporés, générant des structures de sol stables qui diminuent les risques d'érosion (voir Puigdefábregas 2005). Généralement, les sols dont la texture est pauvre en argile, avec une faible proportion de matière organique et une forte proportion de limons sont plus sensibles à l'érosion (Wischmeier et Mannering 1969, Liu *et al.* 2008) ;
- **La pente.** La pente a une influence majeure sur les pertes de sol (Wischmeier et Mannering 1969). En général, plus la pente est importante, plus la sensibilité du sol à l'érosion est importante ;
- **La connexion de la zone humide avec le cours d'eau dans les systèmes alluviaux**. Les zones humides associées à un cours d'eau sont sous l'influence de ses écoulements (Mitsch et Gosselink 2000). En période de crue, ces zones humides peuvent recevoir des sédiments qui accompagnent les eaux de surface. En général, les conditions sont moins favorables à la sédimentation dans une zone humide alluviale quand le lit mineur s'incise, quand la distance entre la zone humide et le cours d'eau augmente, quand le cours d'eau est plus rectiligne. La présence de zones d'extraction de granulats alluvionnaires peut également affecter la sédimentation dans une zone humide alluviale. Elles créent parfois des zones de captage pour les sédiments qui transitent dans la plaine alluviale en période de crue ;
- **Les « caractéristiques de l'exutoire » de la zone humide.** Les caractéristiques de l'exutoire affectent aussi le temps de séjour dans les milieux riverains. Plus les débits de sortie sont limités, plus le ralentissement des eaux et leur temps de séjour sont importants (Barnaud et Fustec 2007) et plus les conditions sont favorables à la sédimentation des particules solides.

La rétention des sédiments est évaluée au travers d'une description des apports de sédiments qui peuvent avoir lieu en évaluant dans l'environnement extérieur de la zone humide, le mode d'occupation du sol en amont de la zone humide et les caractéristiques du cours d'eau associé à la zone humide pour les zones humides alluviales.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer la rétention des sédiments sont les suivants : la texture du sol, la matière organique dans le sol, le couvert végétal, le ravinement, les caractéristiques des systèmes de drainage en surface et la salinité des sols (informations dérivée de la présence d'habitats halophiles). Dans les zones alluviales sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges. Les caractéristiques d'un éventuel exutoire dans la zone humide, la topographie et la pente ne sont pas prises en compte car trop complexes à mesurer dans le cadre de cette méthode.

4. Sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval

Cette sous-fonction est spécifiquement évaluée dans les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières.

Les zones humides ont un rôle important pour les régimes hydrologiques en réduisant notamment l'intensité des épisodes de crues (Padmanabhan et Bengtson 2001, Acreman *et al.* 2003, McLaughlin *et al.* 2014, Golden *et al.* 2015, Kadykalo et Findlay 2016) grâce à leur capacité à stocker immédiatement des eaux de surface et/ou à accueillir les eaux de débordements du fait de leur localisation adjacente au réseau hydrographique de surface. Dans les zones humides alluviales, une crue est une élévation brève du niveau d'un cours d'eau ou une augmentation temporaire de son débit moyen pouvant résulter de processus de fonte des neiges ou de pluies abondantes. Durant cette période, le cours d'eau peut sortir de son lit mineur et inonder son lit majeur (Triplet 2017). Dans les zones humides riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières, la crue peut résulter du débordement de l'étendue d'eau, du flux de la marée montante ou encore des submersions marines.

Les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières, en stockant d'importants volumes d'eau issus de l'épisode de crue, constituent des zones d'inondation privilégiées et contribuent à diminuer le débit maximum du cours d'eau associé en l'étalant dans le temps. La capacité de stockage immédiat de volumes d'eau au sein d'une zone humide est affectée notamment par son niveau propre de saturation en eau, qui lui-même est sous l'influence des caractéristiques physiques de son environnement (par ex. zone contributive et réseau hydrographique) et des conditions météorologiques locales (Devito *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2011, McLaughling *et al.* 2014, Fossey *et al.* 2016). **Évaluer la sous-fonction d'atténuation du débit de crue consiste à évaluer l'opportunité pour une zone humide (alluviale, riveraine des étendues d'eau ou estuarienne, péri-lagunaire, de panne dunaire et côtière) à recevoir des eaux de crue et de submersion et la capacité de cette zone humide à stocker des volumes d'eau pour réduire le débit dans le réseau hydrographique adjacent ou aval.**

Une série de facteurs physiques externes à la zone humide peut influencer ou traduire les opportunités de stockage des eaux de la zone humide. Parmi ces facteurs, on liste notamment :

- **La continuité hydraulique entre la zone humide et le réseau hydrographique.** Les systèmes de levées, digues, remblais ou réseau de drainage dans l'environnement direct de la zone humide modifient les conditions d'échange et d'écoulement des eaux du complexe zone humide – réseau hydrographique et perturbent la continuité hydraulique de ce système. Dès lors, les eaux de crues et de submersion atteignent moins souvent (voire plus du tout) la zone humide, limitant les transferts d'eau vers la zone humide, modifiant ainsi sa dynamique hydrologique et perturbant son fonctionnement (Euliss et Mushet 1996, Hebb *et al.* 2013, Grabas et Rokitnicki-Wojcik 2015). Les écoulements préférentiels que forment ces réseaux peuvent limiter les apports d'eau au sein de la zone humide et ainsi réduire les temps de transfert et de concentration des eaux dans le réseau

hydrographique en limitant alors fortement la capacité de la zone humide à accomplir la sous-fonction d'atténuation du débit de crue (King *et al.* 2014) ;

- **La localisation de la zone humide dans le bassin versant.** Un facteur qui influence la sous-fonction d'atténuation du débit de crue est la localisation de la zone humide le long d'un gradient longitudinal (amont/aval) et latéral (haut de versant/fond de vallée) ; positionnement pouvant être défini selon l'ordre de Strahler (Bullock et Acreman 2003, Golden *et al.* 2015, Fossey *et al.* 2016), affectant alors leurs caractéristiques d'alimentation et leur connectivité vis-à-vis du réseau hydrographique (Yetter 2004, Brooks *et al.* 2011) (Figure ci-après). Les zones humides alluviales et riveraines des étendues d'eau à l'aval du bassin versant (rang élevé selon l'ordination de Strahler), semblent ainsi présenter une plus forte opportunité d'atténuation des hauts débits (Ogawa et Male 1986, Fossey *et al.* 2016) en diminuant leur fréquence notamment (Jackson 1987, Wu et Johnston 2008) ;

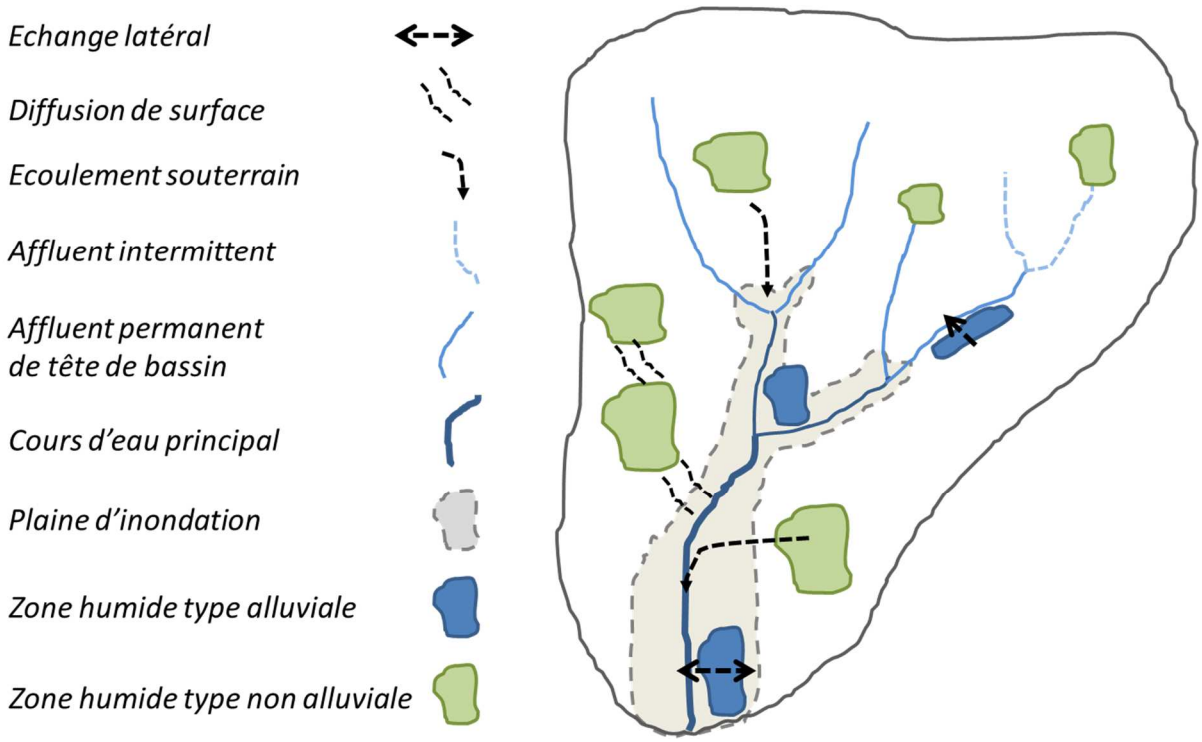


Figure 3 : Schéma illustrant les connectivités des zones humides avec le réseau hydrographique.

- **Les conditions météorologiques locales.** Le rapport entre les précipitations sur la zone contributive (lame d'eau écoulée en mm) et la capacité moyenne de stockage de la zone humide (volume stockable en m^3) permet d'évaluer la contribution de la zone humide à l'effet retardé des écoulements et à l'étalement dans le temps du débit maximum (Gleason *et al.* 2007). Lorsque cela est possible, une analyse croisée du climatogramme et des données hydrologiques (chroniques de débits) permettent d'identifier la période où les apports en eau sont les plus importants ; et qu'il faut ensuite comparer avec la capacité moyenne de stockage de la zone humide à cette même période (dépendant de ses conditions d'engorgement) (Burt *et al.* 2002a). À titre de première information, les cartes

des hydro-écorégions[3] (Wasson *et al.* 2002) présentant les régimes de précipitations (annuelles, saisonnières), les températures maximales et donc les conditions possibles de déficit hydrique associé, peuvent constituer une information intéressante pour évaluer l'opportunité d'une zone humide à atténuer le débit de crue ;

- **La morphométrie de la zone contributive.** La géométrie d'une zone contributive peut être caractérisée par des indices de forme à des fins de comparaison ou pour évaluer certaines caractéristiques hydrologiques. Outre les conditions météorologiques qui gouvernent le fonctionnement de la zone contributive, les caractéristiques physiques de la zone contributive influencent les volumes et la répartition temporelle des écoulements (Roche 1963). Dès lors, une estimation de la morphométrie de la zone contributive (par ex. forme, allongement, densité du réseau de drainage) (Romshoo *et al.* 2012, Meraj *et al.* 2015) par le biais d'un indicateur peut constituer un paramètre simple d'évaluation des temps de transfert des écoulements ;
- **La morphologie et la sinuosité du cours d'eau adjacent.** Naturellement, la capacité du cours d'eau à transférer les écoulements s'ajuste aux caractéristiques de son bassin versant (Leopold et Maddock 1953, Hey et Thorne 1986, Allen *et al.* 1994, Ames *et al.* 2009) et se caractérise par la géométrie hydraulique du cours d'eau (section d'écoulement, sinuosité). Elle se définit notamment par le rapport des paramètres de largeur (Lpb) et de hauteur (Hpb) de plein bords et la longueur développée du cours d'eau. Ces deux caractéristiques conditionnent la fréquence de débordement du cours d'eau et donc la fréquence d'inondation de la zone d'expansion de crue adjacente. Dès lors, un déséquilibre dans le rapport largeur/hauteur (Malavoi et Bravard 2010) peut traduire un processus d'incision du lit mineur (diminution de la valeur du rapport Lpb/Hpb – défavorable à l'opportunité d'accomplissement de la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval) ou d'exhaussement du lit mineur (augmentation de la valeur du rapport Lpb/Hpb – favorable à l'opportunité d'accomplissement de la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval). L'incision du lit mineur peut induire un abaissement global de la nappe d'accompagnement, favorisant une discontinuité hydraulique et affectant donc les zones humides (Scott *et al.* 1999). L'augmentation de la capacité d'écoulement du lit mineur (incision du lit mineur, linéarité du cours d'eau) peut engendrer une diminution de l'intensité et de la fréquence des débordements diminuant l'opportunité de la zone humide à réaliser la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval (Mitsch et Gosselink 2000, Surian et Rinaldi 2003, Rollet *et al.* 2006).

Une série de facteurs physiques propres à la zone humide peut influencer la capacité de stockage des eaux et donc sa capacité à atténuer le débit de crue. Parmi ces facteurs, au sein de la zone humide, on liste notamment :

- **La conductivité hydraulique.** Les propriétés hydrodynamiques des sols rendent compte des caractéristiques de transfert de l'eau, traduisant la capacité d'un sol à stocker et transporter l'eau. Plus l'ordre de grandeur de la conductivité hydraulique est grand (correspondant à des sols à texture grossière) et plus le sol tend à avoir une forte capacité

[3] https://www.sandre.eaufrance.fr/actualite/couches-g%C3%A9ographiques-des-hydro%C3%A9cor%C3%A9gions

d'infiltration (Musy et Soutter 1991). Cette forte capacité d'infiltration tend à réduire les écoulements de surface (par ex. ruissellement) contribuant à l'effet retardé des apports d'eau au réseau hydrographique ;

- **Le réseau de drainage.** L'existence de systèmes de fossés ou de drains souterrains favorisent l'écoulements des eaux au sein de ces systèmes. Ces écoulements préférentiels réduisent les temps de transfert et de concentration des eaux dans le réseau hydrographique et limitent alors fortement la capacité de la zone humide à accomplir la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval (King *et al.* 2014) ;
- **La pente.** La pente a une influence majeure sur la vitesse des écoulements et les temps de résidence des eaux au sein de la zone humide (Devito *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2011). En général, plus la pente est importante et plus l'effet retardé aux écoulements sera faible ;
- **Le niveau d'engorgement des sols.** Le niveau d'engorgement permet d'évaluer la hauteur de sol saturable en eau de la zone humide. Le volume de sol disponible entre la limite supérieure de la zone de saturation et la surface du sol de la zone humide (Figure ci-après) définit la capacité potentielle de stockage événementiel. Des relations empiriques entre la superficie de la zone humide et le volume total stockable (zone de saturation permanente et zone de sol non saturée) peuvent être utilisées à des fins de modélisation hydrologique (Gleason *et al.* 2007, Yang *et al.* 2008, Fossey *et al.* 2015). Dans le cadre de l'évaluation de la sous-fonction d'atténuation du débit de crue, seul le volume de sol non saturé en permanence est informatif. En périodes de hautes eaux (assimilables aux périodes de crue lorsque le bassin est en haut niveau de charge), le volume de sol non saturé en permanence représente donc la capacité potentielle de stockage évènementiel de la zone humide (Fossey et Rousseau 2016a). Cette capacité potentielle de stockage évènementiel est déterminante pour la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval car elle détermine la capacité à stocker des eaux surnuméraires (précipitations, débordements, ruissellement de surface).

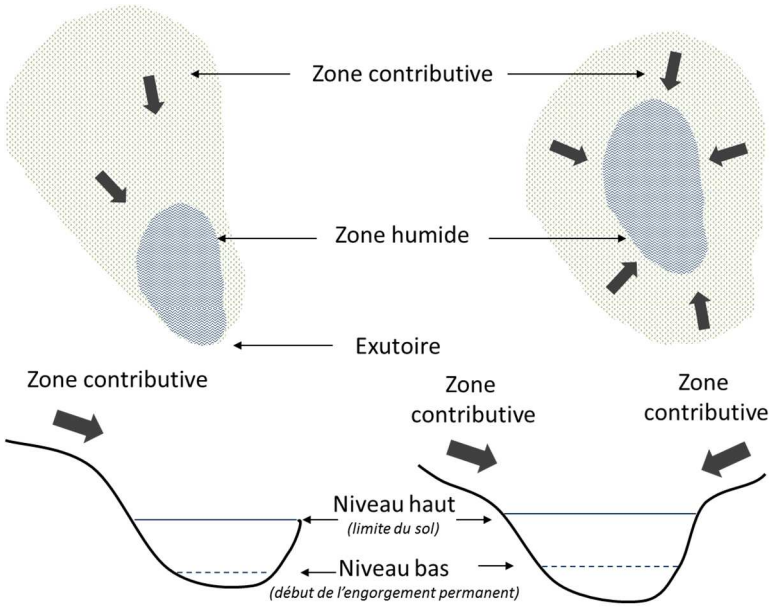


Figure 4 : Plan et coupe schématique de la zone contributive, de la zone humide et de la notion de volume mobilisable stockable définis dans la méthode (adapté de Gleason *et al.* 2007).

- **La matière organique.** La teneur en matière organique est un critère déterminant dans la structure des sols (Haynes *et al*. 1991) conditionnant les propriétés de transfert d'eau dans le sol, l'importance et la fréquence du ruissellement. La matière organique favorise l'absorption et la rétention de l'eau dans les sols, limite les risques d'inondation et permet la recharge des nappes (Mérot 2006). Cette caractéristique est particulièrement importante lors d'évènements pluvieux importants puisqu'elle permet d'abaisser le seuil de saturation des sols (Chenu *et al.* 2000) et limite ainsi le ruissellement. Cette capacité d'absorption peut augmenter de près de 20 % pour un sol riche en matière organique (teneur ≥ 40‰) (Bouché 1990) ;
- **Le type de couvert végétal.** La nature du couvert végétal, à savoir sa rugosité et sa densité, détermine en partie la vitesse des écoulements superficiels (Darboux 1999, Fustec et Lefeuvre 2000). Les strates inférieures (herbacées et arbustives) offrent une résistance aux écoulements, notamment lors des crues en milieu continental (Barnaud et Fustec 2007, Pan *et al.* 2017) ou lors des marées en contexte estuarien, péri-lagunaire, de panne dunaire et côtier (Marsooli *et al.* 2016). La strate arborée participe également à la réduction des volumes ruisselés du fait notamment d'une forte capacité évapotranspiratoire ;et elle favorise aussi des écoulements verticaux (Redding et Devito 2008, 2010). Dans les ripisylves, elle peut favoriser les débordements (effet d'obstacle aux écoulements), ralentir les vitesses de transfert entre la zone humide et le réseau hydrographique (dissipation de l'énergie du courant, augmentation de l'infiltration), diminuer les apports d'eau au sein du réseau hydrographique (prélèvement évapotranspiratoire) (Pivec 2002, Dufour *et al.* 2003) et ainsi favoriser la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval ;
- **La complexité topographique.** La microtopographie d'une zone humide peut affecter les vitesses d'écoulement de surface (Darboux 1999, Moser *et al.* 2007a). Ainsi, les effets de creux et de dépression forment des zones de convergence des eaux induisant des

accumulations locales observables sur des secteurs plats et/ou de versants (Burt et Butcher 1985).

Les fonctions des zones humides dépendent des conditions météorologiques locales et des caractéristiques physiques de la zone humide et de son environnement proche (zone contributive, zone tampon, paysage) qui varient dans le temps et dans l'espace. Cette dépendance peut impliquer des fonctions spécifiques au site (Nisson *et al.* 2013, Park *et al.* 2014). Cela rend délicat l'évaluation, d'une part et la transférabilité inter-sites d'autre part, de leur capacité à atténuer le débit de crue à l'aval.

Le plus souvent, les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières, tendent à contribuer à l'atténuation du débit de crue à l'aval en stockant, *a minima* temporairement, une partie des eaux d'alimentation (précipitations, ruissellement de surface) du réseau hydrographique, ou en permettant l'accueil des eaux de submersion (crue, marée) mais cet effet n'est pas systématique (Burt *et al.* 2002b, Todd *et al.* 2006, Acreman et Holden 2013, Fossey *et al.* 2016, Kadykalo et Findlay 2016).

Les zones humides de plateau, de dépression, de source et suintement

Les zones humides qui ne sont ni alluviales, ni riveraines des étendues d'eau, ni estuariennes, ni péri-lagunaires, ni de pannes dunaires, ni côtières, différent les apports d'eau en aval en collectant les précipitations et les écoulements de surface amont et en réduisant potentiellement les volumes écoulés au sein du réseau hydrographique associé. Il est généralement admis que ces zones humides de dépression, de plateau, et de source et suintement, jouent un rôle significatif sur le régime hydrologique en abaissant globalement la fréquence des hauts débits (Wu et Johnston 2008), mais leur effet direct à l'échelle de l'évènement de la crue reste difficile à appréhender (Roulet 1990, Bullock et Acreman 2003, Acreman et Holden 2013, Evenson *et al.* 2015, Wells *et al.* 2017).

Il est proposé d'évaluer la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval seulement pour les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières.

Pour évaluer l'opportunité d'une zone humide à atténuer le débit de crue, la continuité hydraulique (aménagements hydrauliques, levées, digues, réseaux de drainage), la proximité de la zone humide au lit mineur, la morphologie, la sinuosité du cours d'eau, la morphométrie de la zone contributive (dans le cadre de la méthode, l'indice de compacité de Gravélius est utilisé, Roche 1963) et l'ordre de Strahler du cours d'eau associé sont pris en compte pour les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires et côtières. La comparaison de ces caractéristiques dans le cadre de la méthode permet de rendre compte de l'opportunité fonctionnelle de la zone humide à remplir la sous-fonction d'atténuation du débit de crue.

En complément, pour évaluer la capacité de la zone humide à atténuer le débit de crue, la conductivité hydraulique, le réseau de drainage, le niveau d'engorgement des sols, la teneur en matière organique et le type de couvert végétal sont également pris en compte.

À titre indicatif, pour éventuellement aller plus loin dans l'évaluation de cette fonction, il est notamment conseillé de prendre en compte des informations complémentaires, comme les conditions météorologiques locales, afin de rendre compte des conditions d'humidité des sols probables en période de charge du bassin et correspondant aux périodes de crues, ainsi que la fréquence des crues inondantes du cours d'eau éventuellement associé (par ex. estimation des débits caractéristiques de pointe de retour 2, 5 et 10 ans). À titre de première information, les cartes des hydro-écorégions (Wasson *et al.* 2002), présentant les régimes de précipitations (annuelles, saisonnières), les températures maximales et donc les conditions possibles de déficit hydrique associé, peuvent constituer une information intéressante. Cela permet une évaluation qualitative pertinente quant à l'opportunité probable pour la zone humide de réaliser cette fonction.

5. Sous-fonction de soutien au débit d'étiage

La capacité de stockage/rétention des zones humides augmente le temps de résidence des eaux et régule ainsi les phénomènes hydrologiques tels que les étiages en permettant une restitution différée vers l'aval (Demissie et Khan 1993, Bucher *et al.* 1993, Wu et Johnston 2008, Martinez-Martinez *et al.* 2014, Evenson *et al.* 2015). En cela, les zones humides contribuent à soutenir les étiages des cours d'eau, c'est-à-dire à la période de l'année où le débit d'un cours d'eau atteint son point le plus bas (Triplet 2017).

Les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières

À l'instar de la sous-fonction d'atténuation du débit de crue à l'aval, la sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval est contrôlée par une série de facteurs identiques puisque cette sous-fonction est étroitement liée à la capacité de stockage/rétention des eaux par la zone humide. Cependant, la capacité des zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières à remplir cette sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval est moins généralisable que pour celles de dépression, de plateau, de source et suintement (Burt *et al.* 2002b, Acreman et Holden 2013, Martinez-Martinez *et al.* 2014, Golden *et al.* 2015, Fossey *et al.* 2016, Kadykalo et Findlay 2016). **En effet, les zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières, peuvent avoir un effet très limité sur cette sous-fonction selon le contexte local topographique et météorologique comparé aux zones humides de dépression, de plateau, de source et suintement (Fossey et Rousseau 2016b). Ces zones humides alluviales, riveraines des étendues d'eau, estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières peuvent même selon les conditions amplifier le phénomène d'étiage par inversion ponctuelle du gradient hydraulique, c'est à dire que l'alimentation en eau de la zone humide peut parfois se faire par le réseau hydrographique lui-même (Bullock et Acreman 2003, Fossey *et al.* 2016). Ainsi, cette sous-fonction n'est évaluée que dans les zones humides de dépression, de plateau et de source et suintement.**

Cette sous-fonction est spécifiquement évaluée dans les zones humides de dépression, de plateau, de source et suintement

À l'inverse, les zones humides non submersibles (dépression, de plateau, de source et suintement) ont démontré leur effet significatif et plus généralisable sur la sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval. Ces zones humides de dépression, de plateau, de source et suintement, sont des zones de collecte temporaires des précipitations et des écoulements de surface provenant de l'amont, permettant de différer les apports d'eau en aval, et donc de soutenir les débits estivaux (ou lors de périodes sèches) par restitution retardée des écoulements au sein du réseau hydrographique associé.

La capacité de stockage temporaire de volumes d'eau au sein d'une zone humide est affectée notamment par son niveau propre de saturation en eau lui-même sous l'influence des caractéristiques

physiques de son environnement (par ex. sa zone contributive et le réseau hydrographique en amont) et des conditions météorologiques locales (Devito *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2011, Fossey *et al.* 2016).

Évaluer la sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval consiste donc principalement à évaluer l'opportunité pour les zones humides de dépression, de plateau, de source et suintement à contribuer au débit d'étiage du réseau hydrographique en aval par la restitution retardée des écoulements.

Une série de facteurs physiques peut influencer ou traduire l'opportunité de soutien au débit d'étiage (rétention/contribution retardée) de la zone humide. Parmi ces facteurs, à l'extérieur de la zone humide, on liste notamment :

- **La continuité hydraulique entre la zone humide et son bassin hydrologique.** Les systèmes de drainage (par ex. fossés, rigoles) en amont, adjacents ou en aval de la zone humide tendent à perturber la continuité hydraulique du complexe zone contributive – zone humide – réseau hydrographique modifiant ainsi sa dynamique hydrologique (Euliss et Mushet 1996, Devito *et al.* 2005) et les écoulements aval (King *et al.* 2014). Dès lors, les eaux provenant de l'amont s'écouleront préférentiellement au sein de ce système de drainage en évitant la zone humide. Par ailleurs, la continuité hydraulique dépend fortement de la connectivité des zones humides au réseau hydrographique. Cette connectivité peut se faire via des réseaux de surface intermittents ou permanents (Rains *et al.* 2008, Morley *et al.* 2011) ou par des écoulements souterrains (Bullock et Acreman 2003, Pyzoha *et al.* 2008). Ces caractéristiques contrôlent les temps de transfert et les impacts sur les débits (Lindsay *et al.* 2004, McLaughlin *et al.* 2014) et pour une part la sous-fonction de soutien au débit d'étiage. Plus la connectivité hydraulique est directe et plus la contribution aux écoulements du réseau hydrographique est rapide ;
- **La géologie du substratum.** Un substratum imperméable limite les phénomènes d'infiltration profonde. Selon la nature du sol, il va potentiellement favoriser le phénomène de stockage des eaux dans les couches supérieures du sol en limitant les transferts vers l'aval. Un substratum perméable favorise, quant à lui, une infiltration en profondeur continue, diminuant les temps de résidence des eaux et atténuant potentiellement l'effet « retard aux écoulements » (Winter et LaBaugh 2003, Mayer et Naman 2011). Le degré de perméabilité à la fois du point de vue géologique (matériau parental) et du point de vue pédologique (sol) va alors définir la capacité à stocker/restituer les eaux et la période potentielle durant laquelle la zone humide aura l'opportunité de soutenir le débit d'étiage. La densité de drainage du bassin versant d'appartenance de la zone humide, définit par la longueur total du réseau hydrographique par unité de surface du bassin versant, peut refléter ces conditions de perméabilité du substratum (Horton 1945). Ainsi, une haute densité de drainage traduit en général un substratum imperméable alors qu'une faible densité de drainage se rencontre dans les secteurs perméables ;

- **La localisation de la zone humide au regard du bassin versant.** Un des facteurs d'expression de la sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval est la localisation de la zone humide sur le gradient longitudinal (amont/aval) et latéral (haut de versant/fond de vallée) pouvant être défini selon l'ordre de Strahler. Une position en amont du bassin versant (défini ici comme appartenant à un réseau hydrographique d'ordre de Strahler égal à 1) apparaît propice au soutien d'étiage (Bullock et Acreman 2003, Golden *et al.* 2015, Fossey *et al.* 2016).

Une série de facteurs physiques peut influencer ou traduire la capacité de soutien au débit d'étiage à l'aval de la zone humide. Parmi ces facteurs, au sein de la zone humide, on liste notamment :

- **La conductivité hydraulique.** Les propriétés hydrodynamiques des sols rendent compte des caractéristiques de transfert de l'eau, traduisant la capacité d'un sol à stocker et transporter l'eau. Plus l'ordre de grandeur de la conductivité hydraulique est grand et plus le sol tend à avoir une forte capacité d'infiltration (Musy et Soutter 1991). La texture du sol et le profil pédologique définissent la conductivité hydraulique et déterminent ensemble les conditions d'écoulements horizontaux et verticaux de la zone humide (Musy et Soutter 1991, Pyzoha *et al.* 2008, McLaughlin *et al.* 2014). Ainsi des horizons de très faible conductivité hydraulique favorisent les ruissellements, les écoulements horizontaux et/ou l'apparition d'un « aquiclude » (horizon non transmissif ou plancher imperméable ; Cam *et al.* 1996) ne permettant pas le soutien des débits en période sèche. A l'inverse, des profils avec une très forte conductivité hydraulique vont favoriser les écoulements verticaux profonds au sein de « l'aquifère » sans capacité de rétention et limitant aussi la contribution aux écoulements hors période humide (Winter et LaBaugh 2003, Rains *et al.* 2008, Mayer et Naman 2011). Dès lors, un profil de sol présentant un gradient de conductivité décroissant de la surface vers la profondeur (excluant des valeurs correspondant à une imperméabilité totale de l'ordre de 10^{-9} m/s) permettra l'infiltration des eaux de surface lors de la période humide, un ralentissement des écoulements verticaux profonds et la distribution retardée des eaux durant la période sèche ;
- **La matière organique.** La teneur en matière organique est un critère déterminant dans la structure des sols (Haynes *et al.* 1991) conditionnant les propriétés de transfert d'eau dans le sol. La matière organique favorise l'absorption et la rétention de l'eau dans les sols et permet ensuite la recharge des nappes (Mérot 2006) propice à la sous-fonction de soutien au débit d'étiage à l'aval ;
- **Le niveau d'engorgement des sols.** La reconnaissance du caractère permanent ou temporaire de l'engorgement des sols permet d'évaluer la dynamique hydrologique de la zone humide (phase de remplissage et de décharge). Un engorgement temporaire (phase d'engorgement courte – saturation limitée) indique une dynamique très fortement dépendante des apports (précipitations, ruissellements) et donc des conditions météorologiques (réaction rapide aux conditions météorologiques et donc réduction rapide du niveau d'eau en période sèche). Un engorgement permanent (phase d'engorgement longue – saturation prolongée) est en revanche en faveur d'une

dynamique moins corrélée avec les conditions météorologiques et plus propice au support du débit d'étiage à l'aval. En effet, en période de basses eaux, la zone humide peut ne pas contribuer aux écoulements si son niveau d'engorgement n'est pas suffisant (Haan et Johnson 1968, Bullock et Acreman 2003). Aussi, des conditions de saturation prolongée sont en faveur d'une capacité à réguler les écoulements sur de longues périodes (Lindsay *et al.* 2004, Morley *et al.* 2011) ;

- **Le type de couvert végétal.** La nature de la végétation offre une résistance aux écoulements variable selon son niveau de rugosité et sa densité (Fustec et Lefeuvre 2000). Cette résistance participe à la réduction des vitesses d'écoulement et à l'infiltration de l'eau dans le sol, augmentant les temps de transfert et la part de l'écoulement retardé (Musy et Higy 2004). Cependant, une part de cette eau infiltrée est reprise par évapotranspiration par les végétaux avec un gradient croissant de cette reprise évapotranspiratoire depuis la strate herbacée à la strate arborée. Les strates herbacées et arbustives participent à la réduction des vitesses d'écoulements favorisant des transferts verticaux (infiltration) et une reprise évapotranspiratoire faible à modérée. Les strates arborées participent fortement quant à elle à la réduction des volumes ruisselés de par notamment une forte augmentation des transferts verticaux et une forte capacité évapotranspiratoire (Eastham *et al.* 1990, Ghazavi *et al.* 2008, Redding et Devito 2008, 2010, Benhamou *et al.* 2013, Gobin *et al.* 2015). Ainsi, plus le couvert végétal est dense et apparenté à la strate arborée plus la demande évapotranspiratoire est grande durant la période de croissance végétative et plus le stock d'eau disponible durant la période sèche est faible ;
- **La pente.** La pente a une influence majeure sur la vitesse des écoulements et les temps de résidence des eaux au sein de la zone humide (Devito *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2011). En général, plus la pente est importante et plus l'effet de retard aux écoulements sera faible. Par ailleurs, la pente contrôle également, de fait, les conditions d'humidité des sols en favorisant ou non des conditions de stockage (Burt et Butcher 1985). Les zones de faible pente (voire plane), de micro-dépression et de rupture de pente (zone concave) favorisent alors l'accumulation et le stockage des eaux, les zones de pente favorisent quant à elles les transferts vers l'aval ;
- **Les systèmes de drainage.** Les aménagements tels que les fossés ou les drains destinés à évacuer les eaux de surface durant les évènements pluvieux (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007) tendent à accélérer les vitesses d'écoulements dans la zone humide et diminuent alors les temps de transfert de l'eau. Ces systèmes de drainage, selon leur caractéristique (dimension) et leur mode gestion (seuil, martellière, vanne) limitent fortement leur capacité de stockage (Brunet et Westbrook 2011) en augmentant les volumes ruisselés (Dumanski *et al.* 2015) consécutivement à un épisode pluvieux et diminuant l'effet « retard aux écoulements » attribué aux zones humides.

La dépendance des zones humides aux conditions édapho-climatiques (météorologiques, pédologiques, humidité des sols) au cours du temps et dans l'espace implique une intensité de la fonction spécifique à chaque site (Nilsson *et al.* 2013, Park *et al.* 2014). Une évaluation plus précise

de cette sous-fonction que celle avec la méthode, repose donc avec une instrumentation particulièrement poussée.

Il est proposé d'évaluer la sous-fonction de soutien au débit d'étiage seulement pour les zones humides qui ne sont ni alluviales, ni riveraines des étendues d'eau, ni estuariennes, ni péri-lagunaires, ni de pannes dunaires et ni côtières. En effet, les connaissances scientifiques relatives à ces dernières ne permettent pas de définir des paramètres robustes et simples permettant l'évaluation de cette sous-fonction. De plus, pour les zones humides estuariennes, péri-lagunaires, de pannes dunaires et côtières, dont les sources d'alimentation principales proviennent de l'eau de mer, d'éventuelles submersions périodiques ainsi que des remontées de nappes (biseau salé) ; l'évaluation de la sous-fonction de soutien au débit d'étiage dans ces zones humides ne fait pas sens. Cette sous-fonction n'est donc évaluée que pour les zones humides de dépression, de plateau, de source et suintement dans le cadre de cette méthode.

Pour évaluer l'opportunité d'une zone humide à soutenir le débit d'étiage des cours d'eau, la continuité hydraulique (densité des systèmes de drainage, fossés), la géologie du substratum (densité de drainage) et l'ordre de Strahler du cours d'eau associé sont pris en compte.

Pour évaluer la capacité de la zone humide à soutenir le débit d'étiage, le réseau de drainage, la conductivité hydraulique, le niveau d'engorgement des sols, la teneur en matière organique et le type de couvert végétal sont pris en compte.

Enfin, il est conseillé également de prendre en compte des informations complémentaires, telles que les conditions météorologiques locales, afin de rendre compte des conditions d'humidité des sols, et la fréquence d'atteinte des débits réservés du cours d'eau associé. Cette prise en compte permettrait une évaluation qualitative pertinente quant à l'opportunité probable pour la zone humide de réaliser cette sous-fonction.

I.5.2.2. Fonctions biogéochimiques

De l'amont à l'aval, le transfert des polluants véhiculés par l'eau, tels que des teneurs excédentaires en nutriments[4], les Matières En Suspension[5] (MES), les Éléments Traces Métalliques[6] (ETM) ou encore les composés organiques (par ex. phytosanitaires, molécules médicamenteuses), peut être plus ou moins direct et plus ou moins rapide selon le relief, la nature des sols, et les mécanismes physico-chimiques ou biogéochimiques (Talbo et Pauwels 2001). Au sein d'un bassin versant, les zones humides contribuent à l'amélioration de la qualité des eaux grâce à l'existence de mécanismes épuratoires. Ces mécanismes incluent notamment :

- **les mécanismes biologiques liés aux spécificités fonctionnelles des communautés végétales, microbiennes et fongiques des zones humides, qui affectent notamment le cycle du carbone (C), de l'azote (N) et du phosphore (P).** Les mécanismes en œuvre permettent selon les éléments la séquestration (par ex. immobilisation du phosphore ou des ETM dans les tissus végétaux), la transformation (par ex. métabolisation des composés organiques) voire même leur élimination (par ex. dénitrification de l'azote nitrique (NO_3^-) par les bactéries du sol) ;
- **les mécanismes physico-chimiques tels que les phénomènes d'adsorption/désorption, sédimentation, complexation, oxydation/réduction…** Ces mécanismes dépendent des conditions physico-chimiques (par ex. pH, engorgement) au sein de la zone humide. La présence continue ou temporaire d'eau dans les sols est par exemple à l'origine d'une succession de zones aérobies et anaérobies qui modifient le potentiel d'oxydo-réduction du sol (ou potentiel redox du sol) et transforment donc certains ions en solution (Figure ci-après). Une autre caractéristique déterminante dans le fonctionnement biogéochimique d'une zone humide est le pH du sol. Il traduit les variations de la quantité de protons en solution, et il joue par exemple un rôle majeur dans la solubilisation des métaux lourds. Enfin, une troisième caractéristique particulièrement importante est la Capacité d'Échange Cationique des sols (CEC), c'est-à-dire la quantité de cations que le sol peut retenir sur son complexe adsorbant principalement chargé négativement (le complexe argilo-humique). Chaque sol se caractérise par une CEC bien précise qui correspond à la quantité de cations qu'il peut fixer à un pH donné. De manière générale, plus le sol est riche en argile et en matière organique, plus sa CEC est importante.

Selon les conditions biotiques et abiotiques, les mécanismes en jeu peuvent aboutir à la rétention ou à l'inverse à la transformation et la libération des nutriments, des MES ou encore des

[4] Les nutriments sont constitués par l'ensemble des composés organiques et inorganiques nécessaires à l'organisme vivant pour entretenir la vie.

[5] Les MES désignent l'ensemble des matières solides insolubles visibles à l'œil nu présentes dans un liquide. Plus une eau en contient, plus elle est dite turbide (c.-à-d. trouble ou opaque).

[6] Éléments naturellement présents dans les sols dont certains sont indispensables aux plantes. Ils font partie des oligo-éléments et des Éléments Traces. On utilise également l'expression métaux lourds, qui correspond à une définition physique (masse volumique supérieure à 5 g/cm3) ou bien oligo-éléments. Les ETM les plus connus pour leur dangerosité sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le zinc (Zn). Il faut ajouter à cette liste l'arsenic (As) et le sélénium (Se), qui ne sont que des Éléments Traces et pas des métaux.

ETM... **Dans le cadre de cette méthode, il s'agit d'évaluer la capacité d'une zone humide à retenir des nutriments et à les transformer. Seuls l'azote, le phosphore et le carbone sont considérés.**

1. Sous-fonctions associées au cycle de l'azote

Le cycle de l'azote (N) est un cycle fermé relativement simple. **Les produits azotés sont en grande partie produits par les plantes qui, après avoir absorbé principalement des ions nitrates ou ammonium dans la solution du sol, fabriquent des molécules organiques (par ex. acides aminés, acides nucléiques). Les tissus végétaux peuvent être consommés par les animaux qui *in fine* excrètent leurs déchets azotés sous forme d'azote organique (l'urée par ex).** Les déchets végétaux ou animaux une fois au sol subissent un phénomène de décomposition qui conduit à la fabrication d'ammoniaque (ammonification). Cette ammonification se fait avec le concours des microorganismes : bactéries aérobies, bactéries anaérobies strictes ou facultatives, moisissures... L'ammoniaque (NH_4^+) produit est libéré dans le sol où il est rapidement oxydé par des bactéries du genre *Nitrosomas* qui transforment l'ammoniaque en nitrite (NO_2^-, nitritation). Ces ions peuvent également être adsorbés à la surface des argiles et de la matière organique du sol ou être assimilés et transformés par la végétation ou par les microorganismes. Des bactéries du genre *Nitrobacter* poursuivent l'oxydation des nitrites pour former des nitrates (NO_3^-, nitratation). C'est surtout sous cette forme que l'azote est réutilisé par les plantes.

Les nitrates peuvent être réduits sous l'action de bactéries dénitrifiantes qui restituent l'azote sous forme gazeuse (N_2), c'est la dénitrification (Figure ci-après). Cette dernière aboutit à l'élimination définitive de l'azote du milieu. Un autre mécanisme contribue à l'élimination de l'azote du milieu : la transformation de l'azote organique dissous en ammoniac volatile. Toutefois, ce phénomène de volatilisation (pH > 7, températures élevées) des ions NH_4^+ dissous dans l'eau en ammoniac gazeux (NH_3) contribue de manière extrêmement limitée à la réduction de la concentration en nitrate dans les milieux tempérés (Matheson et Sukias 2010).

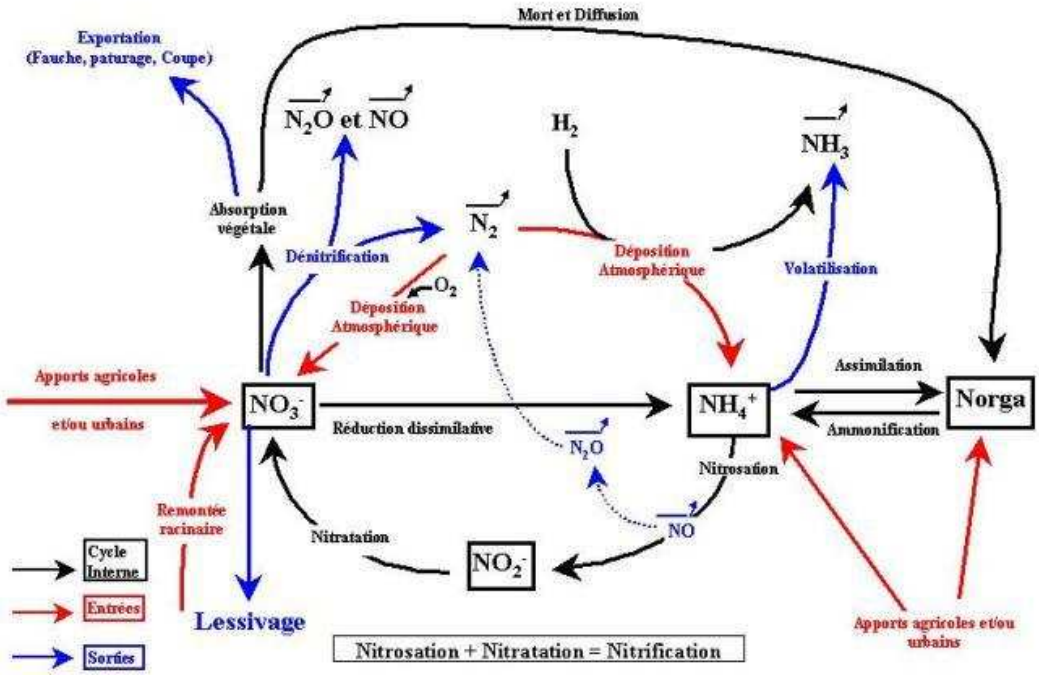


Figure 5 : Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans le sol (Clément 2001).

La dénitrification est le mécanisme le plus important permettant l'élimination de l'azote dans les zones humides. Toutefois, l'assimilation végétale peut également être un vecteur possible d'exportation si la végétation en place est régulièrement exportée (par ex. fauche, pâture, coupe forestière). Dans le cas contraire, la rétention par la végétation n'est que temporaire mais permet de réduire à certaines périodes de l'année (surtout au printemps avec la croissance végétale) la diffusion des flux azotés limitant ainsi les risques d'eutrophisation en aval. Ces deux mécanismes épuratoires sont pris en compte dans le cadre de cette méthode.

L'assimilation végétale de l'azote

Sur un pas de temps annuel en métropole, l'assimilation végétale de l'azote est une fonction qui dépend principalement :

- **De l'apport azoté**. La zone humide ne peut jouer un rôle de rétention par assimilation que si les apports en azote sont importants. Les principales sources d'azote excédentaire viennent à la fois des apports agricoles et urbains (y compris les eaux issues de stations d'épuration) et des rejets industriels, lorsqu'ils sont mal ou pas traités (Oraison *et al.* 2011) ;
- **Du type d'habitat et du couvert végétal**. Selon le type d'habitats et les modes de gestion (par ex. pâturage, fauche), l'assimilation végétale de l'azote peut varier de manière substantielle (par ex. Dhondt *et al.* 2006). Les boisements ont régulièrement été considérés comme des habitats plus efficaces en termes de rétention de l'azote comparativement aux habitats herbacés (Hefting *et al.* 2005, Maltby 2009). Deux raisons principales sont invoquées pour expliquer ce phénomène : le temps de résidence élevé de l'azote dans les organes lignifiés (Maltby 2009) et la profondeur de l'enracinement (Lowrance *et al.* 1995). Cette hiérarchisation est toutefois sujette à débat. En effet, des résultats contraires ont été obtenus par d'autres études (Groffman *et al.* 1991, Haycock et Pinay 1993, Osborne et Kovacic 1993). D'autres n'ont pu mettre en évidence de différence entre ces habitats (Vought *et al.* 1994, Lyons *et al.* 2000, Clément *et al.* 2002, 2003a, b, Syversen 2002, Sabater *et al.* 2003) ;
- **Du niveau de salinité du sol.** Plusieurs études soulignent une variation importante de la production primaire le long du gradient de salinité : la production primaire semble ainsi diminuer avec l'augmentation de la salinité des sols (voir Odum 1988, la synthèse d'Herbert *et al.* 2015). Więski *et al.* (2010) observent une tendance similaire pour les stocks d'azote dans les plantes et dans le sol témoignant d'une assimilation d'azote par la végétation plus faible à des salinités élevées. Selon la littérature, ce phénomène s'expliquerait surtout par : 1) une réduction de la concentration en azote minéral dans les sols halophiles liée à un lessivage rapide de l'ammonium plus faiblement adsorbé aux particules du sol (Herbert *et al.* 2015) et (2) une capacité moindre des plantes à assimiler l'azote dans un sol présentant de fortes concentrations en sel. La présence de concentrations importantes en NaCl génère en effet une compétition avec l'azote minéral au niveau des zones d'assimilation racinaire des nutriments (efficacité moindre de l'assimilation azotée, Bradley *et al.* 1991). Il semblerait également que la présence de sulfates[7], particulièrement présents en milieux salés et saumâtres, tend à inhiber les enzymes responsables de l'assimilation d'azote par la végétation (Koch *et al.* 1990). Enfin, cette faible production primaire pourrait être liée à des dépenses énergétiques internes non allouées à la croissance. Par exemple, du fait de la salinisation, la pression osmotique du sol est plus élevée rendant beaucoup plus difficile l'assimilation de l'eau par les racines. La respiration serait donc accrue pour permettre à la plante d'absorber l'eau du sol (Jefferies 1981) réduisant par la même l'énergie allouée à la croissance ;

[7] Composés soufrés souvent sous la forme de sel Na_2S.

- **Du temps de résidence des eaux au sein de la zone humide et donc du système de drainage.** Plus ce temps de résidence est accru, plus l'assimilation sera favorisée.

L'opportunité d'une zone humide à assimiler l'azote excédentaire par assimilation végétale est évaluée au travers d'une description des apports azotés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal et ses modalités de gestion, le niveau de salinité des sols, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales, sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à moduler les écoulements et donc le temps de résidence de l'eau dans la zone humide.

La dénitrification des nitrates

Deux types de facteurs affectent la dénitrification dans le sol (Saggar *et al.* 2013) : les régulateurs proximaux et les régulateurs distaux. Les régulateurs proximaux affectent instantanément les communautés dénitrifiantes et le taux de dénitrification. Les régulateurs distaux contrôlent la composition et la diversité des communautés dénitrifiantes sur de plus larges échelles spatio-temporelles que les facteurs proximaux (croissance des plantes, pratiques de gestion, texture du sol et disponibilité en eau, en carbone et en azote).

La dénitrification dépend de caractéristiques fonctionnelles dont les plus importantes sont (Weitz *et al.* 2001, Hill et Cardaci 2004, Florinsky *et al.* 2004, Curie 2006) :

- **L'apport azoté.** Une concentration élevée en azote, et notamment en nitrates stimule la dénitrification (Warwick et Hill 1988, Bengston et Bergwall 1995). Les principales sources d'azote excédentaire viennent à la fois des apports agricoles et urbains (y compris les eaux issues de stations d'épuration) et des rejets industriels, lorsqu'ils sont mal ou non traités (Oraison *et al.* 2011) ;
- **L'engorgement des sols.** Les zones les plus propices à la dénitrification sont celles où des conditions d'anaérobiose apparaissent, à la fois pendant une durée significative et à faible profondeur. Les zones engorgées en permanence présentent en général des taux de dénitrification plus faibles que des zones caractérisées par des engorgements temporaires où la réoxygénation temporaire durant les périodes d'assèchement des sols favorise la nitrification[8] et donc l'apport en nitrates (Groffman et Tiedje 1988, Hefting *et al.* 2004) ;
- **La concentration en composés carbonés facilement métabolisables par les microorganismes.** Une concentration élevée en carbone labile[9] stimule l'activité des bactéries responsables de la dénitrification. Un sol non végétalisé et des sols cultivés présenteront des concentrations en carbone labile plus faibles que des sols avec des écosystèmes naturels tels que les forêts ou les prairies (Ullah et Faulkner 2006). Concernant les milieux naturels, aucune tendance claire ne permet de distinguer milieux forestiers et milieux prairiaux en termes de disponibilité en carbone labile (Sabater *et al.* 2003) ;
- **La texture des sols.** Une forte teneur en particules fines (≈60-70 % argile + limon) favorise la dénitrification (par ex. Ullah et Faulkner 2006, Pinay *et al.* 2007) ;
- **Les conditions de pH.** La dénitrification est maximale lorsque le pH est compris entre 6 et 8. Un pH plus acide tend en revanche à limiter la dénitrification en raison d'une nitrification limitée et d'une matière organique généralement plus récalcitrante[10] (Šimek *et al.* 2002, Li *et al.* 2018). En revanche, à pH fortement acide, la dénitrification produit une proportion importante de protoxyde d'azote (N_2O), puissant gaz à effet de serre. La relation entre ce paramètre du sol et la dénitrification demeure complexe (Hefting *et al.* 2003) ;

[8] Transformation de l'ammoniac présent dans le sol en nitrates.

[9] Carbone labile : carbone facilement accessible aux microorganismes.

[10] Moins facilement métabolisable par les bactéries.

- **La température.** Plus la température est élevée plus l'activité métabolique s'accroît (par ex. dénitrification, rhizodéposition). D'après Sirivedhin et Gray (2006), la dénitrification potentielle augmenterait d'un facteur 2 entre une température moyenne de 4°C et de 25°C. De manière générale, la gamme optimale de température[11] serait comprise entre 15°C et 30°C (Wood *et al.* 1999, Kuschk *et al.* 2003) ;
- **Le temps de résidence des eaux au sein de la zone humide.** Comme mentionné ci-dessus, la dénitrification est favorisée par des périodes d'anaérobie et donc par un temps de résidence relativement élevé de l'eau dans la zone humide. En revanche, l'effet inverse est observé lorsque l'engorgement devient permanent du fait d'une réduction de la charge en nitrate dans le temps et de la concentration en carbone labile facilement assimilable par les microorganismes (Kjellin *et al.* 2007). Les conditions optimales pour favoriser la dénitrification semblent donc correspondre à l'alternance de périodes aérobies et anaérobies - c'est-à-dire comme pour une zone humide présentant un profil de sol rédoxique - et un temps de résidence des eaux en période d'engorgement relativement élevé. Dans le cadre de la méthode, cet aspect est donc approché par la caractérisation du système de drainage et la présence d'un couvert végétal au sein de la zone humide. Plus les écoulements sont lents, plus la dénitrification est considérée comme importante (pour des profils de type rédoxique avec des traits d'hydromorphie qui apparaissent près de la surface).

Comme expliqué ci-dessus, la dénitrification est sous l'influence d'une série de facteurs dont les plus importants sont l'engorgement des sols, l'apport azoté, la concentration en composés carbonés facilement métabolisables par les microorganismes, la température, le temps de résidence de l'eau dans la zone humide et la texture des sols (Cornwell *et al.* 1999, Weitz *et al.* 2001, Pinay *et al.* 2002, Florinsky *et al.* 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006). L'importance relative de ces facteurs pour la dénitrification est particulièrement difficile à évaluer. Certains auteurs mettent en avant l'importance de la charge azotée et des conditions hydrauliques comparativement aux conditions climatiques ou à l'occupation du sol (Poe *et al.* 2003, Sabater *et al.* 2003, Hefting *et al.* 2004), toutefois cette hiérarchisation semble régulièrement remise en cause (par ex. Bachand et Horne 1999, Pinay *et al.* 2007).

[11] Nota : des taux de dénitrification non négligeables ont été observés à des températures proche de 0°C (Nommik 1956, Bremner et Shaw 1958, Stanford *et al*. 1975, McKenney *et al*. 1980, Lippold *et al*. 1989, Dorland et Beauchamp 1991).

L'opportunité d'une zone humide à dénitrifier l'azote excédentaire est évaluée au travers d'une description des apports azotés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal, la texture du sol, l'engorgement, la matière organique dans le sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales, la rugosité du couvert végétal et le couvert végétal sur les berges sont également pris en compte du fait de leur capacité à ralentir les écoulements et à favoriser indirectement la dénitrification.

Dans le cadre de cette méthode, aucune pondération n'est proposée entre paramètres. Il est en revanche important d'avoir à l'esprit que la dénitrification ne peut avoir lieu que si l'apport en nitrates est substantiel. Cet apport azoté excédentaire et un engorgement temporaire favorable à la nitrification (à l'origine de la production de nitrates dans la zone humide) doivent être considérés avec attention lors de l'interprétation des indicateurs.

2. Sous-fonctions associées au cycle du phosphore

Le cycle du phosphore (P) est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs car il ne possède pas de composante gazeuse, du moins en quantité significative et par conséquent il n'affecte pratiquement pas l'atmosphère. Le phosphore ne peut donc pas être éliminé par volatilisation. Il se distingue aussi des autres cycles par le fait que le transfert de phosphore d'un réservoir à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes, comme c'est le cas par exemple pour l'azote. **Seuls l'assimilation végétale, l'adsorption ou la complexation aux particules du sol peuvent affecter son devenir.**

Dans l'environnement, le phosphore est principalement sous deux formes (Figure ci-après) :

- **dissoute,** dans l'eau et dans la solution du sol sous forme minérale (ions orthophosphates - PO_4^{3-} libres ou associés à de la matière organique sous forme de colloïdes, anions d'acide phosphorique H_2PO^{4-} et HPO_4^{2-}, polyphosphates) ou organique (trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées) ;
- **particulaire,** lié aux minéraux, aux débris ou incorporé dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) sont la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols (Tate 1984). Le phosphore particulaire minéral peut être lié à un grand nombre de minéraux (par ex. calcium-apatite, fer-strengite, aluminium-variscite) et aux argiles.

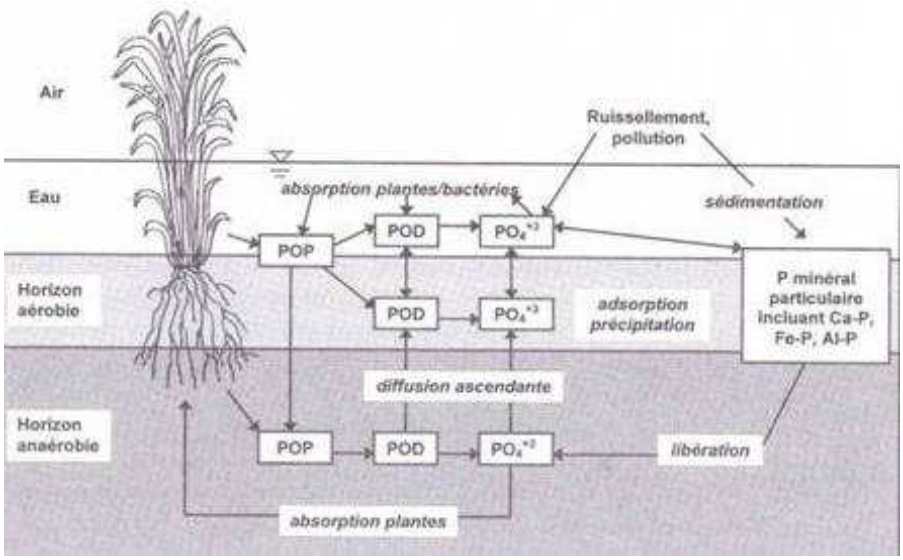


Figure 6 : Représentation schématique des transformations et des transferts du phosphore dans une zone humide quasi fermée. POP : phosphore organique particulaire, POD : phosphore organique dissous (d'après Mitsch et Gosselink 1993 dans Fustec et Lefeuvre 2000)**.**

Les plantes et les microorganismes consomment uniquement le phosphore sous forme d'ions phosphates PO_4^{3-}, $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} (ou orthophosphates). En effet, le phosphore organique n'est pas directement assimilable. Pour le devenir, il doit être hydrolysé par des phosphatases ou des phytases végétales ou microbiennes. Une fois absorbé par les végétaux autotrophes, le phosphore est

transformé en phosphates organiques qui transitent dans les réseaux trophiques. Les phosphates restitués sous forme de déchets organiques sont décomposés par les organismes saprophages puis par les microorganismes pour être retransformés en orthophosphates minéraux. Le phosphore peut être entraîné dans les cours d'eau avec les ruissellements sous forme de phosphates dissous et particulaires avant d'être évacué vers la mer.

Au cours de son cycle, le phosphore est donc soumis à un certain nombre de transformations dépendantes des conditions physico-chimiques et des caractéristiques fonctionnelles de la zone humide. Ces principales transformations incluent (Reddy *et al.* 1999) :

- **L'assimilation par la végétation.** Le phosphore est généralement largement assimilé au cours de la saison de végétation (notamment au printemps), puis est rapidement libéré dans l'écosystème lors de la sénescence des tissus (Mitsch *et al.* 1995). Son stockage est donc très limité dans le temps et dépend des formations végétales[12]. Comme dans le cas de l'azote, le taux d'absorption moyen du phosphore à l'échelle de la communauté végétale est difficile à établir car il dépend des conditions stationnelles, de la vitesse d'absorption, de la biomasse totale de la plante, de la durée de vie des organes… ;
- **L'assimilation par les microorganismes.** Le rôle des microorganismes dans la transformation du phosphore organique en phosphore inorganique est connu depuis longtemps et est à l'origine, dans certains cas, d'une forte rétention dans le milieu. La production de composés organiques réfractaires par les microorganismes constitue un autre mécanisme de transformation (Reddy *et al.* 1999) ;
- **L'adsorption et la précipitation.** Le phosphore peut être stocké de manière relativement pérenne dans les sédiments lorsqu'il se combine à d'autres ions (principalement fer, aluminium, calcium). Des assemblages plus complexes avec le phosphore sont également possibles. C'est le cas de la matière organique qui forme des complexes stables avec certains ions métalliques du sol (c'est à dire les complexes organométalliques avec le fer, l'aluminium et dans une moindre mesure le calcium) et qui s'associeront avec le phosphore. Dans ces différentes configurations, le comportement du phosphore dépend alors du potentiel rédox (lié à la concentration en oxygène du sol et donc à l'engorgement des sols), du pH et du régime hydrologique du site. En conditions acides, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium. Une augmentation du pH entraîne la libération du phosphore dans le milieu : la disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. Puis en conditions de pH élevé (pH basique), le phosphore précipite pour donner des phosphates calciques, mais cette rétention du phosphore est toutefois plus limitée qu'en conditions acides.

[12] À noter que les espèces présentant un ratio compartiment souterrain/compartiment aérien élevé stockent le phosphore sur un pas de temps plus important que dans le cas d'espèce présentant un ratio compartiment souterrain/compartiment aérien plus faible (Reddy *et al*. 1999). D'après Davis et Van del Valk (1983) ou encore Toet *et al*. (2005), une grande partie du phosphore assimilé par la végétation serait d'ailleurs allouée aux racines et stockée (45 % chez *Typha sp.* d'après Davis et Van del Valk 1983).

Le phosphore peut être impacté par le régime hydrologique du site et notamment les crues. En effet, les crues génèrent pendant un temps donné des conditions anaérobiques (engorgement des sols et donc réduction de la concentration en oxygène) qui ont pour conséquence la libération temporaire du phosphore initialement adsorbé aux ions ferreux du sol (Oraison *et al.* 2011). Ce phosphore est alors libéré dans l'eau et entrainé vers l'aval.

D'une manière générale, la dépendance de l'adsorption/précipitation du phosphore aux variations de pH, au potentiel rédox et au régime hydrologique explique les raisons pour lesquelles le phosphore n'est jamais stocké à très long terme dans les cours d'eau et les zones régulièrement inondées. En outre, la capacité de stockage peut tendre vers la saturation sous l'effet d'apports importants cumulés, ce qui augmente la teneur en ions phosphate dans la solution du sol et le risque de leur transfert en aval.

Selon les mécanismes en jeu, les zones humides se comportent donc alternativement comme des puits ou des sources de phosphore notamment dans le cas des zones humides ouvertes[13]. En d'autres termes, elles le transforment plus qu'elles ne le retiennent à long terme. De tels mécanismes peuvent toutefois être très bénéfiques pour l'environnement, dans la mesure où le phosphore peut ainsi rejoindre les eaux de surface à une période où les conditions climatiques sont moins favorables à l'eutrophisation.

Dans le cadre de cette méthode, seuls deux fonctions ont été considérées pour évaluer les fonctions liées au phosphore excédentaire, à savoir l'assimilation végétale des orthophosphates et l'adsorption/précipitation du phosphore. L'assimilation par les microorganismes n'a pas été considérée car aucun paramètre simple permettant de l'évaluer n'a pu être identifié.

[13] À noter qu'une zone humide quasi fermée, de type dépressionnaire, agira principalement comme « piège à phosphore ». Au sein de ces zones, le phosphore subit de multiples transformations bien souvent antagonistes qui demeurent difficile à prévoir sans une compréhension très fine du fonctionnement de l'écosystème.

L'assimilation végétale des orthophosphates

Comme précisé ci-dessus, une partie du phosphore peut être assimilée par la végétation. Cela dépend notamment :

- **De l'apport en phosphore.** La zone humide ne peut jouer un rôle de rétention que si les apports en phosphore sont importants. Les principales sources de phosphore excédentaire viennent à la fois des apports agricoles et urbains (y compris les eaux issues de stations d'épuration) et des rejets industriels, lorsqu'ils sont mal ou pas traités (Oraison *et al.* 2011). Dans le cadre de la méthode, ce paramètre est approché par une évaluation des sources potentielles de phosphore au sein de la zone contributive de la zone humide ;
- **Du pH du sol.** La disponibilité des orthophosphates mobilisables par la végétation est maximale à pH neutre [6 -7] ;
- **Du type d'écosystèmes et le devenir de la biomasse végétale.** Selon les écosystèmes, l'assimilation du phosphore par la végétation peut varier de manière substantielle. Les boisements ont régulièrement été considérés comme des milieux plus efficaces en termes de rétention de phosphore comparativement aux milieux herbacés (Maltby 2009). Deux raisons principales sont invoquées pour expliquer ce phénomène : le temps de résidence élevé du phosphore dans les organes lignifiés (Maltby 2009) et la profondeur de l'enracinement (Lowrance *et al.* 1995). Cette hiérarchisation est toutefois sujet à débat. Nous considérons ici comme équivalents les écosystèmes de type forestiers, herbacés ou cultivés sous réserve dans le cas des milieux herbacés ou cultivés d'exportation de la biomasse (fauche, pâturage). Par extrapolation, les phragmitaies et autres milieux aquatiques végétalisés sont également considérés comme équivalents. En revanche, dans le cas où la biomasse n'est pas exportée, la contribution des milieux herbacés à la rétention phosphorée est considérée comme plus faible.
- **Du temps de résidence des eaux au sein de la zone humide.** Plus ce temps de résidence est accru, plus l'adsorption/précipitation sera favorisée. Dans le cadre de la méthode, cet aspect est approché par la caractérisation du système de drainage et la présence d'un couvert végétal au sein de la zone humide.

À noter que comparé aux autres fonctions physico-chimiques, l'assimilation de phosphore par la végétation est généralement considérée comme réduite (voir Mitsch *et al.* 1995) mais les conclusions à ce sujet sont très variables (par ex. Faulkner et Richardson 1990, Tanner *et al.* 1995, Hunter *et al.* 2001).

L'opportunité d'une zone humide à assimiler les orthophosphates est évaluée au travers d'une description des apports phosphorés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le type de couvert végétal et ses modalités de gestion, le pH du sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à ralentir les écoulements et à favoriser indirectement l'assimilation végétale des orthophosphates.

L'adsorption et la précipitation du phosphore

Les principaux paramètres jouant un rôle déterminant sur l'adsorption et de précipitation du phosphore incluent (Dorioz et Trevisan 2008) :

- **L'apport en phosphore** (comme décrit ci-avant) ;
- **Le pH du sol.** En conditions acides, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium. En conditions basiques, le phosphore précipite pour donner des phosphates calciques. A pH neutre, le phosphore est principalement sous une forme mobilisable par la végétation, l'adsorption / précipitation est donc très limitée ;
- **Le temps de résidence des eaux au sein de la zone humide.** Plus ce temps de résidence est accru, plus l'adsorption/précipitation sera favorisée.

Les mécanismes physico-chimiques à l'origine de l'adsorption et la précipitation du phosphore dans une zone humide sont complexes et difficiles à évaluer.

L'opportunité d'une zone humide à adsorber/précipiter le phosphore excédentaire est évaluée au travers d'une description des apports phosphorés qui peuvent avoir lieu en décrivant le mode d'occupation du sol en amont de la zone humide.

Dans la zone humide, les paramètres pris en compte pour évaluer cette sous-fonction sont : le couvert végétal, le pH du sol, les caractéristiques des systèmes de drainage et le ravinement. Dans les zones alluviales, sont également prises en compte la rugosité du couvert végétal et les caractéristiques du couvert végétal sur les berges du fait de leur capacité à affecter la vitesse d'écoulement des eaux. D'autres paramètres tels que l'engorgement des sols, la texture ou encore la teneur en matière organique peuvent également jouer un rôle sur ce mécanisme. Néanmoins, il n'a pas été possible de les considérer dans le cadre de cette méthode (pas de calibration simple).

3. Sous-fonction de séquestration du carbone

Le carbone est présent dans les océans, les sols, les réserves de carbone fossile, certaines roches mères, l'atmosphère et la biomasse végétale. On appelle cycle du carbone le déplacement du carbone, sous ses diverses formes, entre la surface de la Terre, l'intérieur de la Terre et l'atmosphère. **Les principaux mécanismes de l'échange de carbone sont la photosynthèse et la respiration.**

On présente généralement le cycle du carbone sous forme de quatre réservoirs ou bassins interconnectés : l'atmosphère, la biosphère terrestre (y compris les systèmes d'eau douce), les océans et les sédiments (y compris les combustibles fossiles). Ces réservoirs constituent soit des sources de carbone soit des puits. Le taux d'échange de carbone entre ces réservoirs est appelé flux.

Au sein même de la biosphère terrestre, les principaux mécanismes d'échange de carbone entre l'atmosphère, le compartiment végétal et le sol sont la photosynthèse, la respiration autotrophe et la respiration hétérotrophe. La photosynthèse[14] permet à la végétation de fixer le CO_2 de l'atmosphère en produisant de l'oxygène et des molécules de carbone organique nécessaires à la constitution des tissus végétaux. La respiration[15] autotrophe (c'est-à-dire par la végétation) ou hétérotrophe (c'est-à-dire par les microorganismes, les animaux) consomme le carbone organique pour produire de l'énergie et provoque une libération de CO_2 dans l'atmosphère. D'autres mécanismes ont également lieu notamment en conditions anaérobies[16] et incluent la fermentation (conversion des glucides en composés chimiques tels que les acides lactiques, l'éthanol et le CO_2), la méthanogenèse (production de CH_4) et la réduction du fer, du nitrate et du sulfate (Kayranli *et al.* 2010) (Figure ci-après). La somme des quantités nettes de carbone absorbé ou émis permet de déterminer si le système se comporte comme un puit ou une source.

Les sous-fonctions associées au carbone dans les zones humides sont multiples. Par ex. le captage du carbone (c'est-à-dire la quantité de carbone captée par unité de de temps dans le couvert végétal et le sol) et le stockage du carbone (c'est-à-dire la quantité de carbone contenue dans un couvert végétal et dans un sol) sont deux sous-fonctions distinctes. **Dans cette version 2 de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides le stockage du carbone est évalué, car il nécessite une expertise moins poussée pour être évalué que le captage du carbone.**

[14] La photosynthèse est le processus bioénergétique qui permet aux plantes et à certaines bactéries de synthétiser de la matière organique en exploitant la lumière du soleil.

[15] La respiration permet d'obtenir de l'énergie en dégradant du glucose grâce au dioxygène. Elle est à l'origine d'émission de CO_2.

[16] En absence d'oxygène.

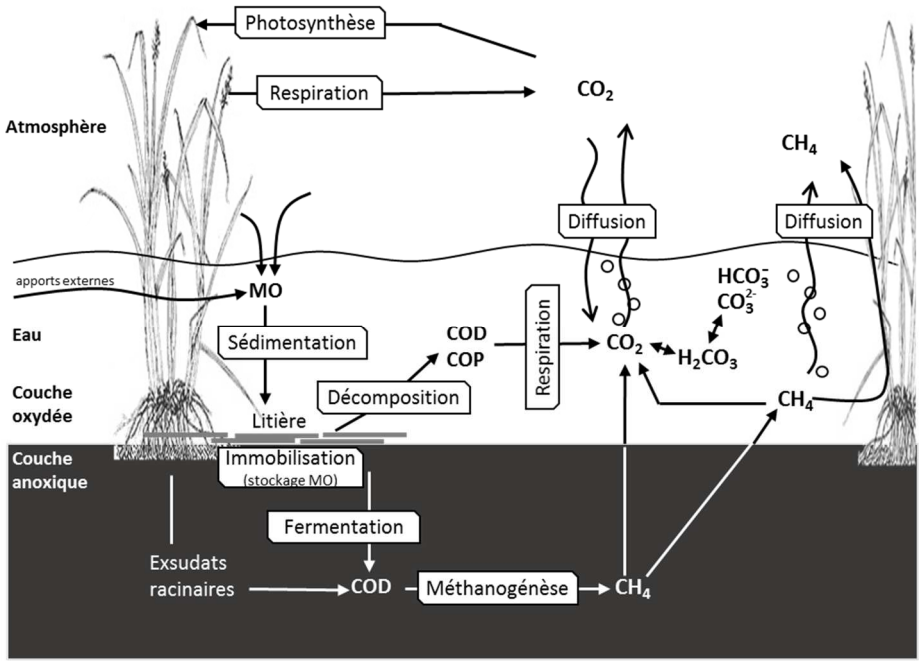


Figure 7 : Représentation simplifiée du cycle du carbone dans une zone humide. CH_4 : méthane, COD : carbone organique dissous, COP : carbone organique particulaire, MO : matière organique (adaptée de Mitsch et Gosselink 2007, Rydin et Jeglum 2013).

Comparativement à d'autres milieux, les zones humides sont souvent considérées comme des puits de carbone[17] **du fait (1) des conditions anaérobies qui inhibent la décomposition de la matière organique (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch et Gosselink 2007), (2) d'une productivité relativement importante (stockage dans les compartiments végétaux aériens et souterrains (Odum *et al.* 1995, Mitsch et Gosselink 2007) et de (3) l'apport élevé de matières organiques en raison des caractéristiques parfois dépressionnaires de ces milieux (Mitra *et al.* 2005).** Il convient toutefois de souligner que les zones humides peuvent également être à l'origine d'émission de CO_2 et de méthane(Whiting et Chanton 2001, Mitra *et al.* 2005). Les zones humides seraient ainsi responsables de plus de 25 % des émissions annuelles de méthane observées dans le monde (Bartlett et Harris 1993, Whalen 2005, IPCC 2007). L'importance de ces émissions a toutefois été remise en question par Mitsch *et al.* (2013). Dans le cadre de cette méthode, ces mécanismes n'ont pour l'instant pas été considérés.

L'importance et la durabilité des stocks de carbone dans une zone humide dépendent de plusieurs paramètres. Dans le cas du compartiment végétal, le type d'habitat a une influence notable. En effet, selon le type de végétaux, la quantité totale de biomasse aérienne et souterraine et la durée de vie des organes varient. Les forêts se caractérisent par les plus importants stocks de carbone suivis des communautés arbustives et des milieux ouverts (voir par ex. Bridgham *et al.* 2006).

[17] Alors que les zones humides couvrent 6 à 9% de la surface terrestre, elles contiennent entre 14 à 35% du carbone terrestre (Gorham 1991, Maltby et Immirzi 1993, Mitra *et al*. 2005).

Concernant le compartiment du sol, différents paramètres permettent (1) de qualifier le stock de carbone en place et/ou (2) influencent la séquestration du carbone (c'est-à-dire le temps de rétention du carbone dans les sols) :

- **L'épisolum humifère.** L'épaisseur et le type d'horizons qui constituent l'épisolum humifère (c'est-à-dire l'ensemble des horizons supérieurs du sol contenant de la matière organique) donnent une indication sur l'importance du stock de carbone séquestré dans le sol d'une zone humide. Plus cet horizon est important, plus le stock de carbone est élevé. Il est cependant important de noter que ce paramètre ne permet pas de préciser si, à l'heure actuelle, la zone humide continue de stocker du carbone ;
- **La présence d'horizon histique (H) ou tourbeux.** La tourbe est un matériel composé majoritairement de restes organiques qui se sont accumulés en raison d'une décomposition partielle des matières organiques provenant des plantes (notamment sphaignes, autres mousses, cypéracées). Les faibles taux de décomposition et l'importance de l'accumulation sont reliés aux deux premiers facteurs cités ci-dessous (engorgement, conditions thermiques). La présence d'une couche de tourbe est fortement corrélée à la fonction de stockage du carbone, la teneur moyenne en carbone étant de 60 % de la masse sèche ;
- **L'engorgement des sols**. Un sol très hydromorphe inhibe la dégradation de la matière organique aboutissant ainsi à la constitution d'importants stocks de carbone (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch et Gosselink 2007) ;
- **Les conditions thermiques**. De faibles températures tendent à limiter la décomposition de la matière organique des sols. Pour ces raisons, les sols de montagne se caractérisent généralement par une teneur élevée en matière organique (Baptist 2008).

Les paramètres pris en compte pour évaluer la séquestration du carbone dans la zone humide sont : l'engorgement, l'épaisseur de l'épisolum humifère ou des types d'horizons histiques dans le sol et le couvert végétal (par ex. type de strate végétale dominante, surface terrière). Les conditions thermiques ne sont pas prises en compte dans l'évaluation, car il ne paraît pas possible de les évaluer avec une telle méthode et quasiment aucune marge de manœuvre existe sur ce paramètre dans le cadre d'une action écologique.

Notez ici, que la fonction évaluée est bien la séquestration de carbone dans l'écosystème au sens de stock en place - acquis, et non pas au sens de séquestration additionnelle – en cours d'acquisition.

I.5.2.3. Fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces

La composition et la structure des communautés végétales et animales d'une zone humide résultent des interactions entre les conditions abiotiques du milieu (par ex. variables climatiques, hydrologiques, géomorphologiques) et les activités anthropiques. En retour, ces communautés affectent les caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques de la zone humide, notamment via des rétroactions biotiques, aussi appelées « *feedback* » (Fustec et Lefeuvre 2000). **L'évaluation de la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces consiste à décrire le résultat de ces interactions ; et donc à évaluer le potentiel vraisemblable de la zone humide à fournir un lieu de reproduction, d'alimentation, de gîte… pour les espèces autochtones.**

Étant donné les impératifs fixés pour concevoir la méthode, cette évaluation repose sur une analyse de la zone humide et de son environnement en appliquant les concepts de l'écologie du paysage et de l'écologie de la conservation. L'écologie du paysage étudie notamment les interactions et les flux d'énergie, de nutriments et d'espèces entre les écosystèmes (voir Noss 1983). Les analyses paysagères sont utiles pour interpréter des mécanismes écologiques très précis, comme ceux associés à un organisme, mais elles sont aussi utiles pour décrire les mécanismes à une échelle plus globale (Gustafson 1998). L'écologie de la conservation donne quant à elle des éléments pour identifier les conditions qui sont, en général, les plus favorables au maintien ou à la restauration de la biodiversité (et donc à l'accomplissement du cycle biologique d'un grand nombre d'espèces autochtones).

La fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces dans une zone humide est discutée à partir de l'évaluation de deux sous-fonctions majeures :

- **le support des habitats.** Cette sous-fonction consiste à évaluer si les habitats permettent d'accueillir une grande variété d'espèces autochtones pour y réaliser tout ou partie de leur cycle de biologique.
- **la connexion des habitats.** Il s'agit d'évaluer l'importance relative des connexions entre les unités d'habitat.

1. Sous-fonction de support des habitats

Les propriétés intrinsèques d'une unité d'habitat[18] dans la zone humide peuvent être décrites comme suit :

- **La diversité.** Elle est mesurable par des indices. La richesse est un des indices les plus simples (nombre d'espèces accomplissant tout ou partie de leur cycle biologique dans l'unité d'habitat). D'autres mesures de diversité prennent en compte l'abondance relative des espèces, en plus de la richesse spécifique. Par exemple, l'équitabilité est une mesure qui intègre l'abondance et le nombre d'espèce d'une communauté. Ainsi à richesse spécifique égale, une ou deux espèces peuvent être très abondante (par ex. nombre d'individus, biomasse) et dominer les autres (par ex. déséquilibre de l'abondance des espèces), ou au contraire toutes les espèces peuvent avoir une abondance relativement proche (équipartition).
- **La structure physique.** Des paramètres comme la complexité topographique, la profondeur d'un bras mort, la forme et la pente de ses berges, sont autant d'éléments physiques qui peuvent offrir des niches écologiques plus ou moins variées dans une unité d'habitat.
- **L'artificialisation des habitats.** Elle peut se manifester selon un gradient plus ou moins intense de perturbations ; allant d'habitats très peu perturbés (par ex. tourbière sans aucune exploitation par l'homme), à des perturbations moins intenses mais régulières (par ex. la fauche, le brûlage, le pâturage peuvent faire partie du cycle de maintien de l'habitat ouvert) à des habitats artificiels dont le fonctionnement est complétement tributaire de l'activité humaine (par ex. site d'extraction minière en activité à ciel ouvert). Une artificialisation excessive peut se manifester par du surpâturage, l'apport conséquent de pesticides, l'entretien d'une communauté monospécifique ou quasiment monospécifique parfois composée d'espèces allochtones implantées volontairement ou non… La forte artificialisation peut souvent être à l'origine d'un appauvrissement des communautés autochtones, d'une homogénéisation de la composition par la dominance des espèces à large amplitude écologique et d'une plus forte sensibilité à des invasions biologiques. À noter, une artificialisation modérée des habitats peut parfois être favorable à l'accomplissement du cycle biologique de certaines espèces autochtones.
- **La proportion de l'habitat occupée par des espèces associées à des invasions biologiques.** De nombreuses définitions existent pour qualifier des espèces animales ou végétales comme invasives. On qualifie en général une espèce d'invasive quand elle est allochtone et qu'elle est introduite dans un habitat où elle impacte négativement le fonctionnement de l'écosystème (Colautti et MacIsaa 2004). Par des effets de compétition, de parasitisme, de modification de la structure des habitats ou de pollution génétique, l'invasion biologique conduit souvent à une chute de la biodiversité et une altération des fonctions des zones humides (Zedler 2004). La notion d'espèce exotique envahissante est souvent utilisée pour faire référence à ces espèces.
- **…**

[18] Le terme « unité d'habitat » est utilisé ici à la place du terme « *patch* » utilisé dans la littérature anglophone.

Sur une échelle supérieure à l'unité d'habitat (par ex. zone humide, paysage), il est possible d'appliquer les concepts de l'écologie du paysage pour évaluer l'hétérogénéité spatiale. L'hétérogénéité spatiale peut être définie comme la complexité et la variabilité des propriétés d'un système dans le temps et dans l'espace (Li et Reynolds 1994 dans Gustafson 1998). **Dans un premier temps, l'hétérogénéité spatiale peut être évaluée en décrivant la composition des habitats grâce à des indices de diversité :**

- **La richesse en habitats.** Cela consiste à dénombrer les types d'habitats présents dans une étendue spatiale (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993). Lorsque la richesse des habitats augmente cela traduit l'existence d'une mosaïque de plus en plus variée et donc potentiellement une plus grande variété de conditions disponibles sur cet espace. Si de telles mosaïques d'habitats peuvent en général être favorables à certaines espèces, elles peuvent être défavorables à d'autres (voir Noss 1983, 1987).
- **La diversité des habitats.** Elle peut être mesurée avec des indices comme par exemple celui de Shannon et Weaver (1949). Elle révèle par exemple si l'abondance relative des habitats (superficie) est homogène ou non dans une étendue spatiale.
- **L'équitabilité des habitats**. C'est l'équivalence entre la représentation de différents types d'habitats d'une mosaïque ; soit l'inverse de la dominance par un ou plusieurs types d'habitats (Wiens *et al.* 1993). Elle résulte du rapport entre la diversité observée et la diversité théorique maximale. Elle baisse quand la dominance d'une catégorie est importante et que la diversité est faible (Cagniant 1989). Elle est relativement indépendante de la richesse (Barbault 2000).
- …

Dans un second temps, l'hétérogénéité spatiale peut être évaluée en décrivant la configuration spatiale des habitats. La configuration spatiale des habitats est plus difficile à quantifier que la composition des habitats. Elle se base sur les caractéristiques spatiales de chaque unité d'habitat prise individuellement et ses relations avec des unités d'habitat similaires dans l'espace (Gustafson 1998). Ainsi, peuvent être mesurée :

- **La fragmentation des habitats et les effets lisières associés.** La fragmentation des habitats accroît les lisières dans le paysage. Ces lisières correspondent à des gradients écologiques abruptes, qui modifient, ralentissent, restreignent ou stoppent les flux écologiques et redirigent les flux d'organismes, de matières ou d'énergie entre les unités d'habitat (Puth et Wilson 2001). Ces effets peuvent être favorables notamment pour les espèces qui exploitent des mosaïques d'habitats incluant les écotones (Noss 1987), mais pour d'autres, en particulier celles dont la réalisation du cycle biologique est directement tributaire des caractéristiques intrinsèques d'un habitat (par ex. espèces spécialistes), cet effet peut être négatif (voir Fahrig 2003), par exemple si la superficie de cette unité d'habitat devient trop faible.
- **La superficie des unités d'habitat.** Il s'agit de mesurer la fréquence de distribution des superficies des unités d'habitat pour un type d'habitat donné (par ex. en abscisses les

classes de superficie des unités d'habitat et en ordonnées leur fréquence) (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993).

- **La forme des unités d'habitat.** Cette mesure se base sur la relation entre la superficie d'une unité d'habitat et son périmètre (Forman et Godron 1981, Wiens *et al.* 1993) et permet de décrire la forme des unités d'habitat. Par exemple, cela permet d'évaluer si une unité d'habitat est de forme plutôt compacte ou au contraire plutôt allongée, ce qui accroit le périmètre de l'unité d'habitat en contact avec les habitats adjacents.
- **L'orientation d'une unité d'habitat.** Il s'agit de mesurer sa position par rapport à la direction d'un mécanisme d'intérêt (par ex. écoulement, ensoleillement) (Wiens *et al.* 1993).
- **…**

Les organismes vivants réagissent différemment à l'hétérogénéité spatiale. Les deux extrêmes sont d'une part les espèces qui utilisent indifféremment l'espace et d'autre part les espèces très sélectives qui n'utilisent qu'un seul type d'habitat, de taille suffisante. Il n'est donc possible de définir les effets de l'hétérogénéité qu'au regard des exigences écologiques d'organismes précis (Barbault 2000). Cependant, des conditions hétérogènes et « naturelles » favorisent dans la plupart des cas (à l'exception de la fragmentation par exemple) l'accomplissement du cycle biologique d'un plus grand nombre d'espèces. Elles offrent des conditions écologiques variées susceptibles de correspondre aux besoins d'un plus grand nombre d'espèces.

Les paramètres pris en compte dans le paysage de la zone humide pour évaluer la sous-fonction de support des habitats sont : la richesse en milieux, l'équitabilité relative des milieux et l'artificialisation des milieux. À noter, qu'on parle plutôt de « milieux » dans le paysage de la zone humide car ils sont identifiés à un niveau assez grossier (EUNIS niveau 1) alors qu'on parle d' « habitat » dans le site en zone humide, car ils sont identifiés à un niveau plus fin (EUNIS niveau 3).

Dans la zone humide, les paramètres sélectionnés pour évaluer la sous-fonction de support des habitats à l'intérieur de la zone humide sont : la richesse en habitats, l'équitabilité relative des habitats, la fragmentation des habitats (densité de lisières), les proportions d'habitats hygrophiles et non hygrophiles, halophiles et non halophiles, l'artificialisation des habitats et la part relative de la zone humide occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative. Dans le cadre de la méthode, l'effet de ces paramètres est discuté au regard des conditions qui sont en général les plus favorables à un grand nombre de communautés ou d'espèces autochtones. Parmi ces paramètres, la fragmentation est le seul paramètre qui accroît l'hétérogénéité des habitats quand elle augmente, mais dont les effets, quand elle est forte, sont en général considérés comme défavorables à la sous-fonction de support des habitats pour la plupart des espèces autochtones inféodées à un habitat. Les effets des paramètres mesurés peuvent par ailleurs être discutés en tenant compte des connaissances disponibles sur l'écologie d'espèces ou de communautés particulières par ex.

2. Sous-fonction de connexion des habitats

Dans le paysage, l'agencement spatial des unités d'habitat influence le déplacement des espèces. Par exemple, un grand nombre d'espèces qui accomplissent une partie de leur cycle biologique dans une zone humide, comme les oiseaux et les amphibiens, utilisent également les habitats alentours pour se nourrir, y séjourner ou se reproduire. Les amphibiens sont d'ailleurs un groupement typiquement inféodé aux zones humides. Ils constituent des bons exemples d'une utilisation séparée dans le temps et l'espace de la zone humide et de son environnement. La capacité du paysage autour de la zone humide à permettre les déplacements des espèces peut s'évaluer par la connectivité. Le terme « connectivité » est employé dans différents champs disciplinaires, principalement en écologie du paysage et dans l'étude du fonctionnement des métapopulations. Cependant, même à l'intérieur d'un champ disciplinaire la définition de ce terme reste vague (voir Kindlmann et Burel 2008). **Par exemple, Tischendorf et Fahrig (2000a) définissent la connectivité comme l'ampleur avec laquelle un paysage facilite ou limite le mouvement des organismes entre unités d'habitat.** Évoquer la connectivité reviendrait donc à discuter des effets combinés de la structure du paysage d'une part et de l'utilisation des habitats, de la capacité de dispersion, du risque de mortalité dans les éléments d'un paysage et du taux de déplacement des individus d'une espèce entre les unités d'habitat du paysage d'autre part (Tischendorf et Fahrig 2000a). Il est donc impératif de préciser quels sont les mécanismes pris en compte et à quelle échelle lorsqu'on évoque la connectivité.

Il existe deux principaux types de définitions pour la connectivité qui portent respectivement sur (1) la connectivité structurelle (Kindlmann et Burel 2008, Tischendorf et Fahrig 2000a). Concernant la connectivité structurelle, la connectivité du paysage est analysée entièrement à partir de la structure du paysage (contiguïté, proximité des habitats) sans relation directe avec le comportement ou les exigences écologiques d'organismes particuliers. La connectivité fonctionnelle s'intéresse quant à elle principalement aux réponses comportementales des organismes ou à la réponse génétique (est-ce que deux populations ont des échanges de gènes via la reproduction ?) à des éléments du paysage (unité d'habitat et limite des unités d'habitat) et à la configuration spatiale d'un paysage. Il s'agit de tenir compte explicitement de la réponse d'un organisme à des éléments variés du paysage. La description relativement facile de la connectivité structurelle peut conduire à des conclusions erronées, notamment en considérant que la connectivité est une propriété générale du paysage alors qu'un même paysage présente différentes connectivités selon les organismes considérés (Tischendorf et Fahrig 2000a). **Dans le cadre de la méthode, la sous-fonction de connectivité est évaluée en analysant la structure du paysage sans tenir compte des exigences écologiques d'organismes particuliers. C'est donc la connectivité structurelle qui est évaluée.**

Pour mesurer la connectivité structurelle, Kindlmann et Burel (2008) passent en revue les principales mesures possibles, elles sont basées sur :

- **La présence, l'absence ou la configuration des corridors.** Les corridors sont des bandes d'habitat étroites et continues à l'origine d'une connectivité structurelle entre des unités d'habitat non contiguës (Kindlmann et Burel 2008). Wiens *et al.* (1993) évoquent d'ailleurs le degré de jonction entre des unités d'habitat par des corridors pour définir la connectivité. Une multitude de fonctions sont associées aux corridors (voir Hess et Fischer

2001) dont trois ont des effets majeurs sur la connectivité des habitats dans le paysage. En effet, un corridor peut avoir notamment des fonctions de conduit (organismes transitent dans le corridor, mais n'y résident pas), de barrière (organismes ne peuvent pas traverser le corridor) et/ou de filtre (certains organismes peuvent traverser le corridor mais d'autres pas). Dans le cas où les corridors représentent des conduits, ils promeuvent la connectivité entre les unités d'habitat dans la matrice. Dans le cas où les corridors représentent des barrières ou des filtres, ils constituent des obstacles au déplacement des espèces. Pour un même corridor, ces fonctions peuvent notamment varier selon les exigences biologiques des espèces considérées à un instant *t* (Tischendorf et Fahrig 2000a).

- **Les distances entre unités d'habitat.** La connectivité structurelle est souvent mesurée en utilisant la distance la plus courte entre une unité d'habitat et l'unité d'habitat similaire la plus proche (Kindlmann et Burel 2008). La distance bord à bord entre le périmètre d'une unité d'habitat et le périmètre de celle la plus proche (Bender *et al.* 2003) est la mesure la plus commune de l'isolement d'une unité d'habitat. Le plus souvent, les unités d'habitat les moins isolées sont celles dont la distance avec une unité d'habitat similaire est la plus faible (Fahrig 2003). Des formules plus ou moins complexes existent pour intégrer cette distance et les caractéristiques (« coefficients de friction ») de la matrice paysagère dans la mesure de la connectivité (voir Kindlmann et Burel 2008). Le patron de distribution des unités d'habitat dans le paysage (Wiens *et al.* 1993) peut aussi révéler la distance entre unités d'habitat : distribution aléatoire (distance très variable entre les unités d'habitat), régulière (distance peu variable entre les unités d'habitat) ou agrégée (faible distance entre les unités d'habitats).
- **Mesure basée sur la part d'habitat disponible dans le paysage autour d'une unité d'habitat.** Une mesure courante de l'isolement d'une unité d'habitat est l'inverse de la part d'habitat disponible à une certaine distance de l'unité d'habitat en question (Fahrig 2003). Par exemple, une unité d'habitat forestière dans un paysage constitué à 90 % de forêt est moins isolée qu'une unité d'habitat forestière dans un paysage constitué à 10 % de forêt.

Les paramètres pris en compte dans le paysage de la zone humide pour évaluer la sous-fonction de connexion des habitats sont essentiellement les corridors et la proportion de milieux artificialisés dans le paysage. À noter, qu'on parle plutôt de « milieux » dans le paysage de la zone humide car ils sont identifiés à un niveau assez grossier (EUNIS niveau 1) alors qu'on parle d' « habitat » dans le site en zone humide, car ils sont identifiés à un niveau plus fin (EUNIS niveau 3).

Dans la zone humide, le paramètre sélectionné pour évaluer la sous-fonction de connexion des habitats est la similarité des habitats de la zone humide avec ceux qui composent le paysage. La connectivité est évaluée dans cette méthode d'après la structure du paysage (connectivité structurelle). L'effet de la connectivité est discuté au regard des conditions en général les plus vraisemblablement favorables à une gamme importante de communautés ou d'espèces autochtones. Les effets des paramètres mesurés lors de l'évaluation sur une communauté ou sur une espèce d'intérêt peuvent en effet être discutés en tenant compte des connaissances disponibles sur l'écologie de ces communautés ou espèces.

I.5.3. Remarques sur quelques sous-fonctions non évaluées

Quelques sous-fonctions ne sont pas évaluées avec cette version de la méthode en dépit de leur importance :

- **Rétention des matières en suspension (MES) par les zones humides.** La bibliographie concernant la rétention des MES semble rare sur les zones humides au sens où les zones humides sont définies dans cette méthode (c'est-à-dire la réglementation française). Le peu de bibliographie connue semblerait indiquer que cette sous-fonction soit très souvent corrélée aux sous-fonctions de ralentissement des ruissellements et de rétention des sédiments. Elle n'est donc pas évaluée dans cette version de la méthode.
- **Rétention et transformation des phytosanitaires par les zones humides.** La diversité de ces composés est telle que leur prise en compte nécessiterait un travail préalable pour identifier les composés pertinents à évaluer, en tenant compte notamment des connaissances scientifiques au sujet de leur évolution dans l'environnement. Une sous-fonction associée aux phytosanitaires n'est donc pas évaluée avec cette version de la méthode.
- **…**

D'autres sous-fonctions auraient pu être incluses dans la méthode (par ex. production primaire) mais elles n'ont pas été considérées comme prioritaires pour cette seconde version de la méthode.

I.6. Impératifs opérationnels pour la conception de la méthode

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître les impératifs opérationnels qui ont été pris en compte pour élaborer la méthode (voir section « Impératifs opérationnels et scientifiques » du guide).

II. Démarche adoptée pour concevoir la méthode

II.1. Une conception en plusieurs séquences avec de multiples partenaires

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître la démarche adoptée pour concevoir la méthode (voir section « Démarche adoptée pour concevoir la méthode » du guide).

Notez la parution d'articles et de chapitre d'ouvrage au sujet de la version 1 entre 2016 et 2018, voir par ex. Gayet *et al*. (2017, 2018a) et Jaymond *et al*. (2016).

II.2. Version 1 de la méthode parue en 2016 (voir Gayet *et al.* 2016a et b)

II.2.1. Organismes et personnes impliqués durant les phases de test

Le prototype 2014 de la méthode a été testé en 2014 sur 47 sites par l'Onema dans les Délégations Inter Régionales de Rennes (23 sites) et de Metz (22 sites) (Longa 2014, Simon 2014). Le prototype 2015 a été testé sur 180 sites par des équipes de Biotope (2 sites), du Cerema (13 sites), du FMA (3 sites), d'Irstea (57 sites) (Buehloff 2015, Buehloff et Jaymond 2015, Jaymond 2015), du MNHN (17 sites), de l'Onema dans les Délégations Interrégionales de Compiègne (38 sites), Metz (25 sites), Toulouse (21 sites) (Durantez-Jimenez 2015, Giraud 2015, Juhel 2015) et Rennes (2 sites) et de Polytech Tours/Université François Rabelais de Tours (2 sites) (Deloison et Loisy 2015).

Le prototype de méthode 2015 a été appliqué dans son intégralité par 22 personnes dont 9 étudiants de Master 2 ayant effectué des stages dans les Directions Interrégionales de l'Onema, à l'Irstea ou encore à l'université François Rabelais de Tours. Les stagiaires à l'Onema ont testé la méthode sur le terrain en étroite collaboration avec les agents des services départementaux de l'Onema. Ainsi, la méthode a été partiellement appliquée (visite de terrain uniquement) par 50 personnes (par ex. agents des services départementaux de l'Onema, personnels des DDT, Dreal, conseils généraux, syndicats de rivières) en plus des 22 précitées. **Les 22 observateurs ont évalué 9 sites en moyenne. Sept personnes ont testé la méthode sur un nombre de sites important ($n > 5$) et peuvent être considérés comme des observateurs « expérimentés ». Quinze observateurs ont testé la méthode sur moins de 5 sites et peuvent être considérés comme des observateurs « moins expérimentés ».** Il est particulièrement intéressant d'avoir pu bénéficier d'observateurs qui ont eu une prise en main importante de la méthode, qui ont donc eu l'opportunité de bien en cerner les limites ; et d'autres observateurs qui l'ont testé sur quelques sites pour recueillir leurs critiques. En effet, les retours critiques des observateurs moins expérimentés sont intéressants puisque leurs retours sont vraisemblablement plus représentatifs de la pratique future des destinataires de la méthode. En effet, les futurs destinataires de la méthode ne traitent que quelques dossiers polices de l'eau par an dans la plupart des cas et l'utilisation par les observateurs moins expérimentés est probablement plus représentative de leur pratique.

Tous les résultats des sites où la méthode a été testée ont été examinés par le MNHN pour veiller à la bonne application du protocole. Des corrections ont pu être demandées aux observateurs. **Parmi les 180 sites sur lesquels le prototype 2015 a été appliqué, 163 sites ont été conservés pour l'analyse de données.** Certains sites n'ont en effet pas pu être conservés en raison de données manquantes ou du non-respect des instructions lors de l'application de la méthode. Il est fait référence aux résultats de cette analyse dans la présentation du diagnostic du contexte du site (section IV), du diagnostic fonctionnel du site (étalonnage des indicateurs notamment, section VI.1) et de la discussion sur le respect des impératifs opérationnels posés pour la conception de la méthode (section X).

L'une des principales critiques que l'on peut opposer à ces tests est qu'ils n'ont pas été faits dans leur ensemble sur des cas de compensation. En effet, vu les trois années imparties pour la conception de la méthode, l'application de la méthode sur un cas réel de compensation n'a pas pu être réalisée (c'est-à-dire l'évaluation d'un site impacté avant et après impact, d'un site de compensation

avant et après action écologique). La méthode a été mise en œuvre sur différents sites à un instant *t* uniquement. En effet, si le résultat de certaines actions écologiques peut être relativement rapide à observer ; pour d'autres il ne s'apprécie que sur le long terme, notamment pour vérifier la résistance et la résilience de certains systèmes restaurés.

II.2.2. Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés

Les partenaires ont fait une sélection des sites tests sur propositions des personnels qui ont testé la méthode ou sur la base des inventaires de zones humides disponibles localement. Les inventaires utilisés sont issus de différents organismes (par ex. Agences de l'eau, CEN, DDT, DREAL, Onema, SAGE) et collectés selon des méthodes variables (par ex. télédétection, photo-interprétation, détermination des habitats sur le terrain, sondages pédologiques).

Les sites où la méthode a été testée ont été sélectionnés sur la base :

- **D'une forte représentation des sites d'une superficie inférieure à 5 ha.** En effet, il s'agit de la gamme de superficie de sites couramment traités dans les projets « classique » police de l'eau[19] (voir Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015, Juhel 2015, Giraud 2015) ;
- **De la représentation de zones humides variées en termes de contexte géomorphologique, de fonctionnement hydrologique, d'habitats et d'occupation du sol dans leur environnement** (Durántez Jiménez 2015, Giraud 2015, Longa 2014, Simon 2014) ;
- **De la représentation d'un gradient de zones humides de « très naturelles » à « fortement dégradées »** (Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015, Giraud 2015, Simon 2014) ;
- **De la présence d'études disponibles** (par ex. site du programme RhoMéO de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse) (Buelhoff et Jaymond 2015, Buelhoff 2015, Jaymond 2015).

[19] Bien qu'il n'y ait pas de base de données ou de recensement national des dossiers instruits dans le cadre de réalisations d'installations, ouvrages, travaux ou activités (IOTA), qui peuvent avoir un effet sur la ressource en eau ou les écosystèmes aquatiques, (nomenclature « eau et milieux aquatiques » - Art. R. 214-1 du code de l'environnement), la plupart des projets faisant l'objet de procédure environnementale d'instruction « Loi sur l'eau », au titre de la nomenclature 3310 sur l'assèchement, le remblai ou la mise en eau en marais et zone humide, sont sur des sites d'une superficie inférieure à 5 ha. Cependant selon les territoires, les projets « classiques » police de l'eau peuvent porter sur des superficies bien supérieures, pouvant atteindre jusqu'à 50 ha (information du Ministère de l'écologie en date du 28/09/2015).

II.2.3. Répartition des sites tests à l'échelle nationale

La répartition géographique des sites est présentée dans la Figure ci-après. Les prototypes de méthode ont été testés sur au moins un site dans 17 régions. Les régions Rhône-Alpes (75 sites), Midi-Pyrénées (18 sites) et Lorraine (16 sites) sont celles où les sites testés en 2015 sont les plus nombreux. Certaines régions (par ex. Provence-Alpes-Côte d'Azur, Languedoc-Roussillon, Centre, Auvergne, Bourgogne) ont été peu ou pas échantillonnées. Les régions Auvergne, Bourgogne, Corse, Limousin et Poitou-Charentes ne sont pas représentées. La comparaison de la répartition des sites tests sur le territoire avec la distribution des 152 zones humides suivis par l'Observatoire National des zones humides met en évidence que certaines grandes régions humides (par ex. Sologne, Brenne, vallée alluviale de la Loire) ont été peu ou pas échantillonnées.

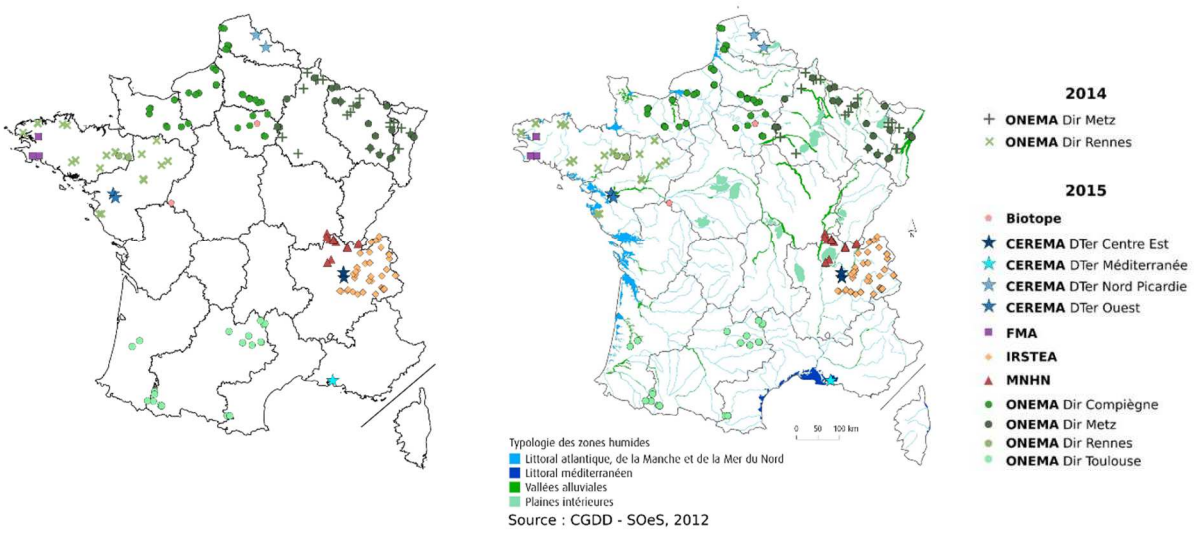


Figure 8 : Répartition des sites tests des prototypes de méthode de 2014 et de 2015. Source de la carte des zones humides : CGDD – SoeS 2012.

II.2.4. Caractéristiques des sites tests de 2015

Les sites tests de 2015 (n = 163) sont par ordre décroissant sur des secteurs alimentés par des émissions d'eaux souterraines en surface (37 % des sites), sur des plateaux (25 % des sites), en bordure de cours d'eau (20 % des sites), dans des dépressions topographiques (6 % des sites) et en bordure de plans d'eau (4 % des sites) (voir la correspondance avec la classification de Brinson 1993a, b dans la section IV.3.1). Le nombre important de zones humides dans des secteurs généralement en pente et alimentées par des émissions d'eaux souterraines en surface dans les sites tests peut être lié à un échantillonnage important en région Rhône-Alpes, Midi-Pyrénées et Lorraine où sont présents des massifs montagneux et où ces zones humides sont vraisemblablement relativement abondantes (Annexe 2).

La superficie moyenne des sites tests (n = 163) est de 5,41 ha (minimum de 0,41 ha et maximum de 80,7 ha). La majorité des sites (65 %) a une superficie inférieure à 5 ha et 33 % ont une superficie comprise entre 5 et 20 ha. Seuls 2 % des sites ont une superficie supérieure à 20 ha (Annexe 2). La superficie cumulée des 163 sites tests conservés pour l'analyse de données est de 882 ha. Il n'y a pas de différence significative de superficie entre les sites ayant une géomorphologie ou un fonctionnement hydrologique différent. **Les sites tests sont dominés par les milieux tourbeux (tourbières de vallées et bas-marais acides notamment) pour 30 % des sites ; par les milieux prairiaux (prairies humides notamment) pour 27 % des sites et par les milieux boisés (forêts de feuillus caducifoliés notamment) pour 26 % des sites.** Quelques sites sont dominés par des landes et fourrés (8 %) ou des milieux cultivés (7 %). Certains sites se distinguent par une absence de végétation (2 %) (Annexes 3, 4 et 5).

L'environnement immédiat autour des sites (défini plus loin comme le paysage) est dominé par les habitats boisés pour 38 % des sites. Il est dominé par les habitats cultivés et présentant des fortes densités d'infrastructures de transport et de haies pour 35,6 % des sites. La plupart des zones humides localisées en bordure de cours d'eau ont ce type d'environnement immédiat. Enfin, 26,4 % des sites ont des environnements dominés par les prairies, les habitats sans végétation, les landes ou les fourrés (Annexe 6). Ces sites sont majoritairement localisés sur des secteurs où ils sont alimentés en surface par les eaux souterraines.

Les sites sont alimentés en eau par des écoulements souterrains et des ruissellements en surface sur des étendues (définies plus loin comme les zones contributives) dont la superficie est extrêmement variable. Les sites en bordure de cours d'eau sont alimentés par des aires qui peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de milliers d'hectares (valeur médiane pour les sites tests de 2015 = 145,5 ha) (Annexe 7). Ces aires sont occupées par une forte proportion de zones bâties et une densité importante d'infrastructures de transport pour 20,9 % des sites ; elles sont dominées par des milieux cultivés pour 22 % des sites et dominées par des milieux prairiaux pour 6,7 % des sites. Les 50,3 % restant présentent une proportion relativement faible de milieux cultivés et une faible densité d'infrastructures de transport.

II.3. Version 2 de la méthode, parue en 2023 (présent document)

II.3.1. Contributions du retour d'expérience sur la version 1

Les retours critiques des acteurs qui ont mis en œuvre la version 1 ont été pris en compte pour aboutir à cette version 2. Une synthèse a été dédiée à ce sujet, voir Baptist *et al.* (2020).

II.3.2. Organismes et personnes impliqués durant les phases de test

Deux prototypes de méthodes ont été testés. L'objectif du prototype conçu et testé en 2017 était d'abord de tirer profit des retours critiques sur la version 1 en incluant des révisions. De plus, il devait permettre d'évaluer les zones humides du littoral marin et les marais, qui étaient exclus de la version 1. Cela a par exemple impliqué d'ajouter de nouveaux indicateurs, d'émettre des instructions particulières pour effectuer une évaluation. Enfin, une interface de dimensionnement de la compensation écologique a également été ajoutée dans ce prototype. Elle doit fournir des critères objectivés afin que les parties prenantes choisissent le ratio fonctionnel à appliquer/projet d'aménagement.

Le prototype 2017 a été testé sur un échantillon de sites varié, afin d'identifier dans un premier temps les principaux problèmes rencontrés lors d'une évaluation. Il a été testé sur environ 40 sites, principalement sous influence actuelle ou passée de la mer et de l'océan (par ex. polder). La superficie moyenne des sites était de 3,08 ha $\pm$ 0,4.

Les objectifs associés au prototype 2018 étaient les mêmes que ceux associés au prototype 2017. Cependant, celui-ci a été considérablement remanié afin de proposer des solutions aux problèmes rencontrés sur le prototype 2017. Le prototype 2018 a été testé sur un échantillon de sites important, pour le confronter à des réalités écologiques et d'aménagements très variés. Il a ainsi été testé sur environ 160 sites, sous influence actuelle ou passée de la mer et de l'océan (en particulier dans l'estuaire de la Gironde et sur les étangs palavasiens). La superficie moyenne des sites était de 3,4 ha $\pm$ 0,5.

Les tests ont été réalisés par des bureaux d'étude comme Biotope, et aussi avec le Cerema, l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (désormais Inrae) (voir le rapport de stage de Rolland 2018), le Syndicat mixte pour le développement durable de l'estuaire de la Gironde (Smiddest) (voir le rapport de stage de Barret 2018 et Ribas 2018), le Syndicat des étangs palavasiens (Siel, désormais intégré notamment dans Montpellier Métropole Méditerranée) (voir le rapport de stage de Fabrègue 2018) et PatriNat OFB – MNHN, des bureaux d'étude. Les tests ont parfois été réalisés avec les gestionnaires des sites, les services territoriaux de l'AFB (désormais OFB) et les services de l'État. Quatre étudiants de Master 2 ont testé ce prototype 2018 durant des stages réalisées avec l'OFB, PatriNat et selon les territoires ; avec le Syndicat des étangs Palavasiens (Siel), avec le Syndicat mixte pour le développement durable de l'estuaire de la Gironde (Smiddest) et avec l'Inrae.

Tous les résultats des sites où la méthode a été testée ont été examinés par PatriNat afin de veiller à la bonne application du protocole. Des corrections ont ainsi pu être demandées aux observateurs.

L'une des principales critiques aux tests qui précédaient la version 1 de cette méthode concernait l'absence d'application sur des cas de compensation dans leur intégralité. Avec les tests réalisés en 2017 et 2018, grâce aux connaissances des acteurs implantés sur les territoires, les tests ont été considérablement renforcés sur ce point en privilégiant leur réalisation sur des projets d'aménagement réels, ou fictifs ; mais toujours inspirés de la réalité.

II.3.3. Sélection des sites sur lesquels les tests ont portés

Les partenaires ont fait une sélection des sites tests sur propositions des personnels qui ont testé la méthode, sur la base des inventaires de zones humides disponibles localement et également sur la base des projets d'aménagement connus. Là où des comités de pilotage ont été mis en place, les acteurs locaux ont pu contribuer en proposant des sites-tests. En 2017 et 2018 c'est notamment le cas du Conservatoire du Littoral qui a proposé, des sites et mis en contact les gestionnaires des sites avec les organismes collaborant à la conception de la méthode.

Les tests en 2017 et 2018 visaient surtout à reproduire le contexte spécifique de projets d'aménagement fictifs inspirés de la réalité ou réels. Dans ce dernier cas, les résultats à vocation uniquement expérimentale n'ont pas contribué à des dossiers loi sur l'eau. Le sites présentaient le plus souvent une superficie inférieure à 5 ha, des niveaux de dégradation (très dégradés tels que les cultures intensives - naturels tels que les forêts alluviales, marais salés sur le littoral marin) et des contextes écologiques variés (par ex. forestier, lagunaire, urbain, agricole ou marin, estuarien, montagnard, alluvial). Les tests ont le plus souvent été réalisés sur des couples de sites correspondant à un projet d'aménagement : site(s) impacté(s) – site(s) de compensation.

II.3.4. Répartition des sites tests à l'échelle nationale

Le prototype 2017 a été testé sur environ 40 sites (Figure ci-après), principalement sous influence actuelle ou passée de la mer et de l'océan (par ex. polder). Ces tests ont été réalisés dans le Calvados, le Finistère, la Gironde, la Loire-Atlantique, la Manche, le Morbihan, la Seine-Maritime et les Bouches du Rhône. Le prototype 2018 a été testé en Charente-Maritime, Gironde et Loire-Atlantique (côte Atlantique), dans l'Hérault, le Gard, les Bouches du Rhône et la Corse du Sud (côte méditerranéenne). Il a aussi été testé en dehors du littoral marin, tout particulièrement en Rhône-Alpes (Ain, Essonne, Haute-Savoie, Hautes-Alpes et Isère) ; l'objectif étant également d'étudier la qualité de l'interface de dimensionnement en dehors du littoral marin.

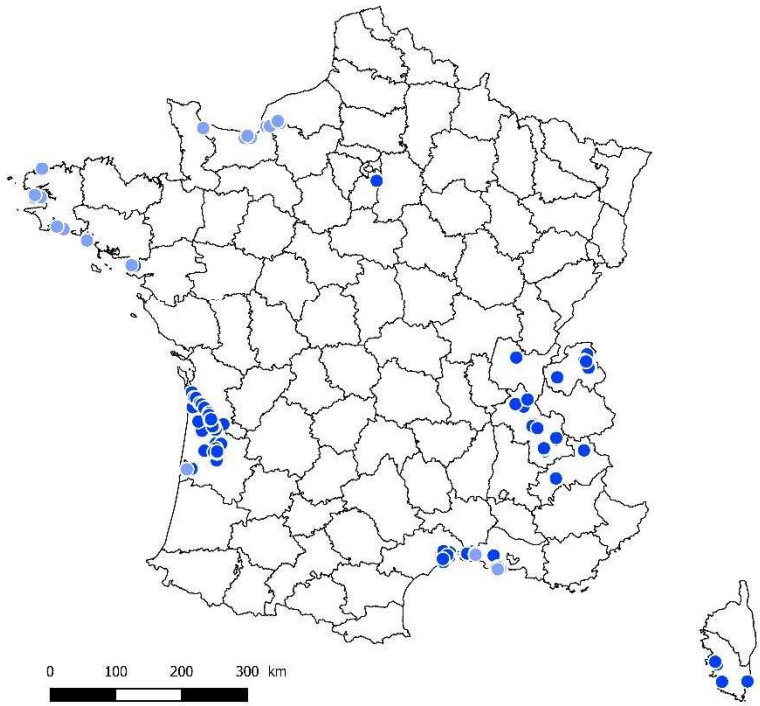


Figure 9 : Répartition des sites sur lesquels ont été testés les prototypes 2017 (ronds bleu clair) et 2018 (ronds bleu foncé) qui ont précédé la parution de la version 2.

II.3.5. Caractéristiques des sites tests de 2017 et 2018

La description des sites tests des prototypes de 2017 et de 2018 est en Annexe 8.

III. Zones prises en compte pour l'évaluation des fonctions

III.1. Le site

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître comment identifier et délimiter le site (voir « Définition de l'objet d'étude » de la partie A du guide et la « Question 1 » avec ces illustrations détaillées de la partie B du guide).

III.2. L'environnement du site

III.2.1. La zone contributive et la zone tampon

Les écoulements qui convergent vers le site sont à l'origine de flux hydro-sédimentaires dans le site, qui induisent également des flux biogéochimiques et biologiques. **Puisque les pressions anthropiques peuvent affecter considérablement les écoulements et les flux de matières (sédiments, nutriments, toxiques) parvenant au site, il est nécessaire d'identifier l'étendue spatiale d'où proviennent les écoulements superficiels et souterrains alimentant le site. Cette étendue est appelée dans cette méthode « zone contributive ». En effet, cette étendue spatiale a une influence majeure sur les fonctions réalisées dans un site.** Elles sont des aires géographiques fonctionnelles intégratives d'une grande diversité de processus environnementaux et d'impacts anthropiques. Une évaluation intégrée se doit donc de connaître l'interdépendance entre les processus qui s'y déroulent et les composants du bassin versant qui sont vitaux pour la gestion à long terme des ressources et des paysages (voir Aspinall et Pearson 2000) pour leur réflexion sur les bassins versants).

La « zone contributive » du site est donc définie comme une étendue spatiale d'où proviennent vraisemblablement l'intégralité des écoulements superficiels et souterrains qui alimentent le site. Elle est délimitée par une analyse sommaire de la topographie. Cette définition se rapproche de la notion d' « aire contributive » de Maltby (2009) (aire drainée par les écoulements superficiels et souterrains alimentant la zone humide). Toutefois, à la différence de Maltby (2009) les débordements provenant des rivières et lacs (par ex. durant les inondations) sont bien inclus dans la zone contributive. Ainsi, dans les systèmes alluviaux et riverains des étendues d'eau, la zone contributive correspond au bassin versant du cours d'eau ou de l'étendue d'eau depuis l'exutoire le plus en aval et le plus proche du site. **Vu la définition du « bassin versant » dans le langage courant, l'emploi du terme « zone contributive » a été préféré dans cette méthode au terme « bassin versant ».** En effet, le bassin versant est défini comme l'aire de collecte des eaux, considérée à partir d'un exutoire. Cette aire est délimitée par le contour à l'intérieur duquel toutes les eaux ruissellent à la surface et s'écoulent en profondeur vers cet exutoire. Ses limites sont les lignes de partage des eaux (www.glossaire.eaufrance.fr). Or, les zones humides dont les fonctions sont évaluées dans cette méthode ne sont pas nécessairement traversées par un cours d'eau et elles n'ont pas systématiquement un exutoire évident (par ex. zone humide sur un plateau sans cours d'eau ni fossé). L'utilisation du terme « bassin versant » paraît donc inappropriée. Par ailleurs, l'emploi du terme « zone contributive » paraît judicieux puisqu'il a déjà été utilisé dans d'autres méthodes étrangères et n'a pas de connotation en France pour le public destinataire de la méthode. Ce terme n'a pas semblé posé de problèmes aux observateurs lors des tests des prototypes de la méthode en 2014 et en 2015.

Comme critique à cette définition, on peut mentionner le fait que la zone contributive délimitée est une approximation des écoulements vraisemblables qui convergent vers le site grâce à une analyse sommaire de la topographie, elle n'est donc pas une représentation des écoulements réels qui convergent vers le site. Par exemple, pour les zones humides dans des systèmes karstiques, les écoulements ne sont pas toujours tributaires de la topographie. Notez aussi qu'il existe d'autres approches que celles préconisées ici pour délimiter ce qui s'apparente à une zone contributive, en particulier pour les zones humides alluviales (voir Fossey *et al.* 2016, Fossey et Rousseau 2016b).

Dans le cas de sites sur le littoral marin (même s'il est par ex. poldérisé), il n'est pas requis de délimiter de zone contributive. En effet, ces sites sont le plus souvent sous la double influence en surface et en souterrain, des entrées d'eaux douces provenant des bassins versants en amont et des entrées d'eau associés aux flux marins. Une zone contributive ne permettrait pas de prendre en compte cette double influence hydrologique qui affecte le fonctionnement des sites dans leur ensemble.

L'observateur délimite la zone contributive par un polygone qui inclut le site et toute l'étendue d'où les écoulements convergent vraisemblablement vers le site. La zone contributive peut être délimitée manuellement grâce à une analyse de la topographie (par ex. identification des lignes de faîte et talwegs sur SCAN 25®), en utilisant des délimitations de bassins versants existantes (par ex. fichier « ZONE_HYDROGRAPHIQUE » de Carthage®), *via* une procédure automatisée sur systèmes d'informations géographiques (par ex. avec un Modèle Numérique de Terrain) ou une interface disponible sur internet. Quelques procédures sont indiquées dans la méthode pour réaliser la délimitation de la zone contributive.

À l'intérieur de la zone contributive, l'espace immédiatement au contact du site a un effet tampon sur les écoulements en provenance de la zone contributive. Il s'agit de la « zone tampon ». Cette zone peut jouer le rôle de « filtre » entre la zone contributive et le site et affecter les écoulements et les flux de matières. La zone tampon est un polygone dont le périmètre suit le contour du site à une distance de 50 mètres. Le rayon de 50 m est fixé arbitrairement. Ce polygone n'inclut pas le site. La zone tampon pourrait n'être que la zone qui est inclus dans la zone contributive autour du site (c'est-à-dire d'où les écoulements proviennent) ; mais il s'agit là d'une précision qui n'est pas prise en compte étant donné les contraintes inhérentes à la conception de cette méthode (Figure ci-après).

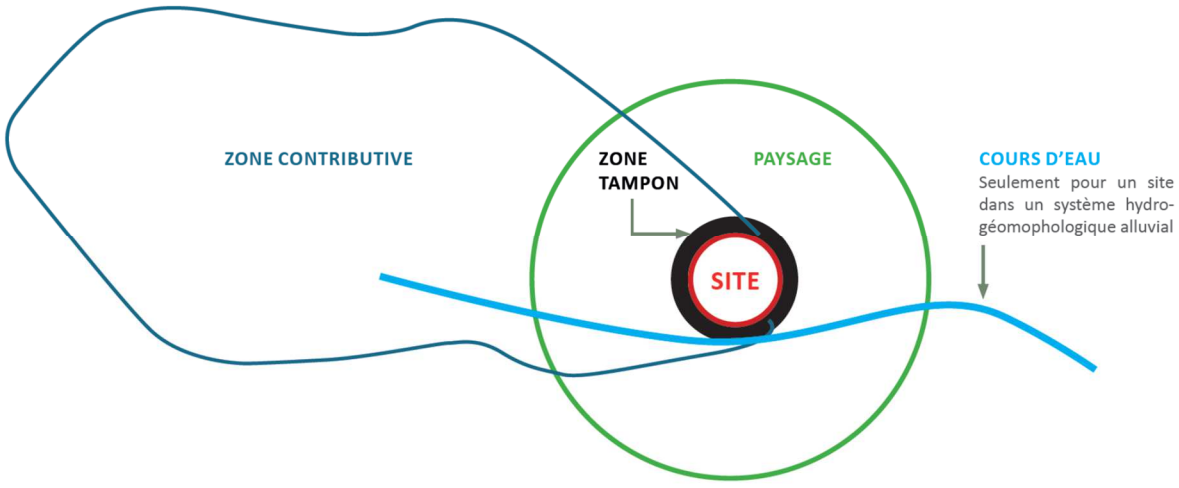


Figure 10 : Les zones prises en compte pour évaluer les fonctions des zones humides.

III.2.2. Le paysage

Des flux d'individus ont lieu entre le site et l'extérieur, avec une influence potentiellement importante sur la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces. **La composition (par ex. type d'habitats) et la structure (par ex. nombre d'habitats) des habitats dans l'environnement extérieur du site seront prises en compte via une analyse paysagère.** Comme préalable à cette analyse, il est indispensable de définir ce qui est considéré comme le paysage du site. Les définitions existantes ne seront pas passées en revue dans cette méthode, mais quelques définitions sont citées pour illustrer leur diversité et finalement proposer un moyen pragmatique de délimiter ce qui est considéré comme le paysage du site dans cette méthode.

Fischer et Lindenmayer (2007) définissent le paysage comme une étendue délimitée par l'Homme pouvant s'étendre sur environ 3 km² à 300 km². En écologie du paysage, la définition la plus précise est celle de Forman et Godron (1981) selon Noss (1983) : une étendue de plusieurs kilomètres carrés où les interactions dans les écosystèmes se répètent de manière similaire, générant une répétition d'agrégats d'écosystèmes et de perturbations dans l'espace. Le paysage y serait donc contraint par deux mécanismes : les processus géomorphologiques à ses extrémités et les perturbations affectant ses composants. Dans le paysage, il en résulte une structure végétale dissemblable des paysages alentours. D'autres définitions, notamment en écologie, sont centrées sur la capacité de dispersion des espèces. Ainsi, pour Driscoll *et al.* (2013) un paysage est une étendue spatiale dont la superficie est supérieure à la distance de dispersion des espèces. Dans des paysages sous forte influence anthropique, avec des espèces qui se disperseraient sur quelques centaines à quelques milliers de mètres, le paysage pourrait raisonnablement comprendre une étendue répartie sur 5 à 10 km².

Dans le cadre de cette méthode, la définition proposée est le résultat d'un compromis entre les impératifs pour concevoir la méthode (pragmatisme et objectivité principalement dans cette méthode) et la nécessité de décrire assez fidèlement l'environnement extérieur du site, qui pourrait avoir une influence importante sur les flux d'individus dans le site. Dans cette méthode, **le paysage du site est délimité par un polygone dont le périmètre suit le contour du site à une distance de 1 km. Le polygone dessiné inclut le site (Figure ci-avant).** La distance de 1 km est fixée arbitrairement. Comparativement à certaines définitions citées précédemment, cette définition du paysage s'affranchit d'une appréciation « subjective ». Comme principale critique cependant, on peut mentionner qu'une délimitation aussi « automatisée » du paysage ne tient pas compte des capacités variables de dispersion des espèces : un tel paysage peut paraître trop vaste pour les espèces dont la capacité de dispersion est la plus faible, ou trop réduit pour les espèces dont la capacité de dispersion est la plus grande.

Les principaux flux entre le site et le paysage pris en compte dans cette méthode sont des flux d'individus vu la composition et la structure des habitats. Les informations relevées dans le paysage permettront de renseigner la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces.

III.2.3. Le cours d'eau

Le fonctionnement hydrologique des sites alluviaux est généralement affecté par la dynamique hydro-sédimentaire du cours d'eau. Les conditions morphologiques du système fluvial (par ex. sinuosité du cours d'eau, incision du lit mineur) doivent donc être prises en compte pour évaluer les sous-fonctions hydrologiques. Notez que la méthode ne tient pas compte des milieux récepteurs situés à l'aval des sites (par ex. cours d'eau en aval de la zone humide) et n'évalue pas, de ce fait, la capacité du site à alimenter le cours d'eau, notamment à l'étiage.

IV. Diagnostic de contexte du site

Le diagnostic de contexte du site impacté et du site de compensation permet de décrire leur environnement et les caractéristiques des sites elles-mêmes. Il intervient en complémentarité d'une interface de dimensionnement et d'un diagnostic fonctionnel qui permettent respectivement de dimensionner la mesure de compensation écologique et d'évaluer l'équivalence fonctionnelle (Figure ci-après).

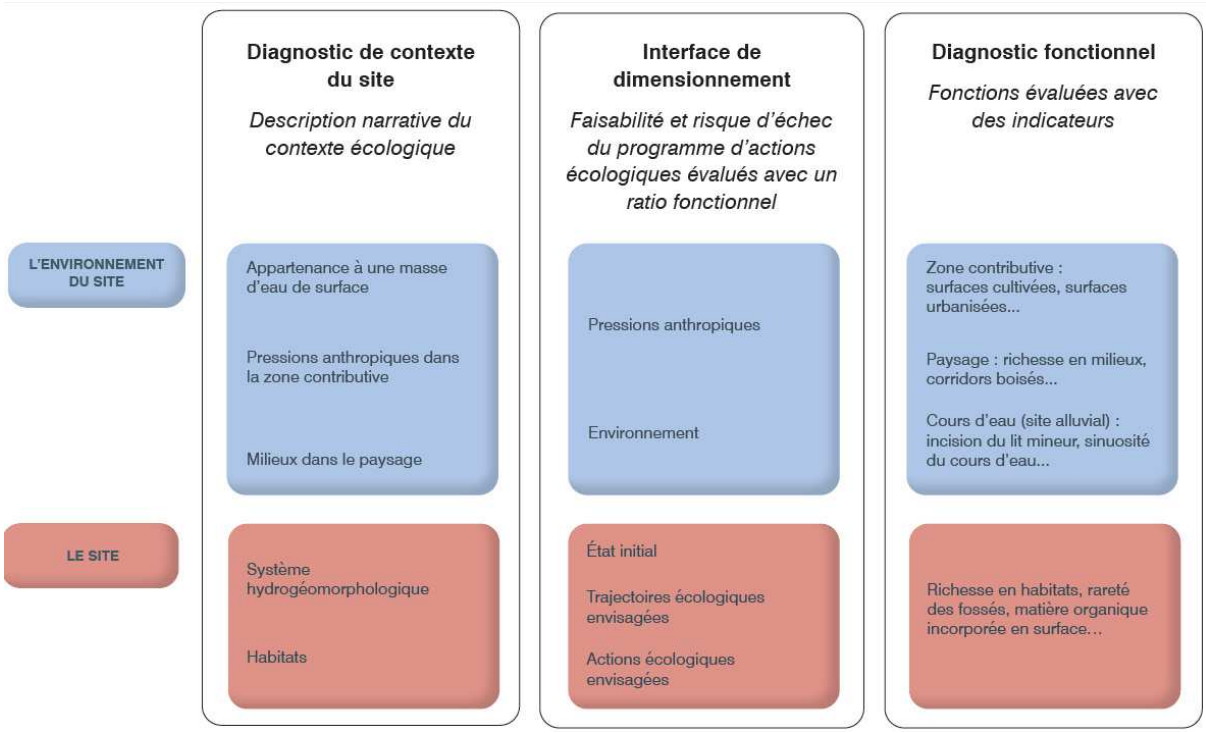


Figure 11 : Présentation simplifiée du diagnostic de contexte, de l'interface de dimensionnement et du diagnostic fonctionnel d'un site.

Le diagnostic de contexte permet de vérifier les principes de proximité géographique et fonctionnelle, d'équivalence, d'additionnalité aux engagements publics et privés régissant la mise en œuvre de la séquence ERC (Encadré ci-après).

Encadré 1 : Principes édictés dans le code de l'environnement évalués avec le diagnostic de contexte.

Le diagnostic de contexte permet de vérifier les principes suivants de la séquence ERC :

- la proximité géographique et fonctionnelle : une mesure de compensation doit être à proximité du site impacté, de manière à maintenir ou rétablir le fonctionnement des communautés, populations et autres composantes physiques ou biologiques concernées ;

- l'équivalence qualitative : la réparation des impacts résiduels significatifs du projet sur les espèces, les habitats et les fonctions doit intervenir « en nature ». L'équivalence qualitative réside dans une mesure de compensation qui doit cibler les mêmes composantes que celles détruites, dégradées ou altérées.

En plus, les lignes directrices nationales sur la séquence ERC recommandent de vérifier l'additionnalité aux engagements publics et privés : une mesure de compensation doit s'ajouter aux actions publiques en matière de protection de la nature éventuellement prévues sur le site, ou les conforter sans s'y substituer. Une même mesure ne peut compenser les impacts de différents projets, ni au même moment, ni dans le temps ; elle ne peut servir à mettre en œuvre des engagements privés déjà pris par ailleurs (par ex. mesure de compensation prévue sur un autre projet).

Attention : le diagnostic de contexte du site n'a évidemment pas vocation à fournir des prescriptions sur comment procéder pour compenser les impacts négatifs résiduels significatifs sur les zones humides. Les éléments du diagnostic de contexte fournissent simplement un cadre où il est pertinent d'utiliser la méthode pour évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle durant la séquence « éviter, réduire, compenser ». Il s'agit également du cadre à minima préconisé par les auteurs qui ont rédigé cette méthode, pour la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser ». En dehors de ce cadre, la pertinence d'une comparaison entre les fonctions des sites perd en pertinence.

Le diagnostic de contexte du site permet de disposer d'éléments concrets pour juger de l'adéquation de la mesure compensatoire avec cette méthode et notamment sa localisation, au regard de l'impact occasionné par l'aménagement d'un site donné. Un site impacté et un site de compensation partagent le même diagnostic de contexte si les conditions mentionnées sur la Figure ci-après sont respectées. **Si ces cinq conditions sont simultanément remplies alors les meilleures conditions sont réunies pour évaluer l'équivalence fonctionnelle avec cette méthode. Ces conditions sont présentées dans le détail dans les sections suivantes.**

Si le diagnostic de contexte du site impacté avant impact et le diagnostic de contexte du site de compensation avec action écologique envisagée ou après action écologique ne sont pas considérés comme similaires par les parties prenantes qui interviennent dans la mise en œuvre des

mesures compensatoires ; alors les principes édictés dans le code de l'environnement pour le site impacté et le site de compensation ne sont pas respectés et le résultat de la comparaison des fonctions des sites avec cette méthode est altéré. Il est conseillé aux parties prenantes de revoir les caractéristiques du site de compensation ou d'identifier un autre site de compensation plus pertinent.

IV.1. Appartenance à une masse d'eau de surface

La « masse d'eau » est un terme technique issu de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) qui désigne une portion d'eau de surface ou d'eau souterraine dont les caractéristiques sont relativement homogènes. Les types de masses d'eau sont définis sur la base d'une classification par région des écosystèmes aquatiques (intégration des conditions topographiques, géologiques et climatiques via les hydro écorégions de Wasson *et al.* (2001, 2004) croisée avec une classification par taille des cours d'eau, utilisation de l'ordination de Strahler) (voir arrêté du 12 janvier 2010). Un tronçon de cours d'eau, un lac, un étang, une portion d'eaux côtières, tout ou partie d'un ou plusieurs aquifères... peuvent être des masses d'eau (Forum des Marais Atlantiques 2014). Ce qui différencie une masse d'eau d'une autre réside dans la possibilité ou non d'atteindre le même objectif en termes de qualité de l'eau par exemple ; et ce en fonction des types naturels et des pressions anthropiques qui s'y exercent. En effet, l'état de la masse d'eau est évalué en mesurant l'écart entre les conditions observées et des conditions de référence préalablement déterminées. Par exemple, un grand cours d'eau méandreux de plaine peut être différencié en trois masses d'eau distinctes (Figure ci-après). **Les masses d'eau sont regroupées en types homogènes qui servent de base à la définition de la notion de bon état (EU 2003). Une masse d'eau de surface est un découpage élémentaire homogène des milieux aquatiques destinée à être l'unité d'évaluation de la DCE 2000/60/CE.**

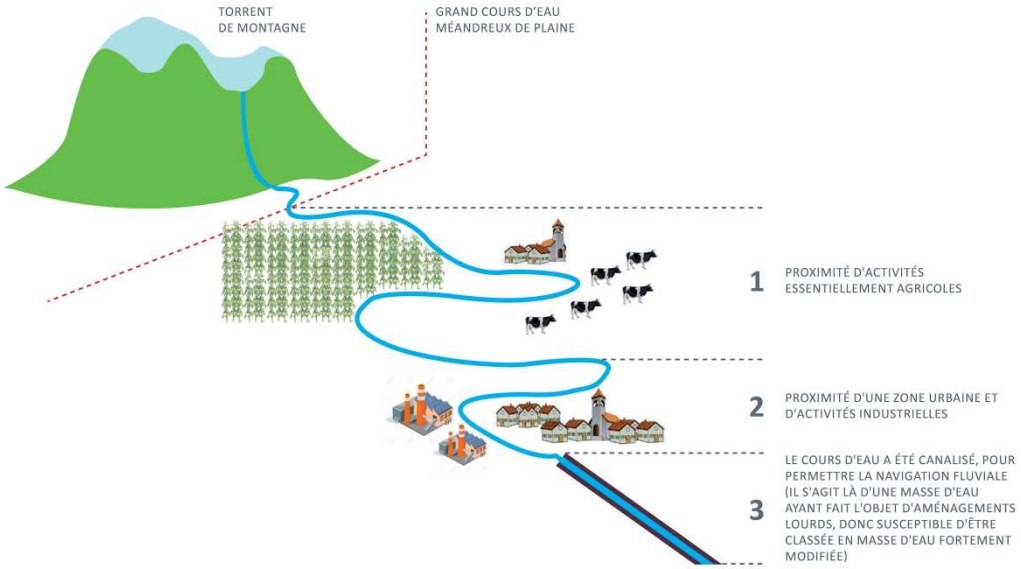


Figure 12 : Représentation des masses d'eau selon les pressions anthropiques sur un cours d'eau. Tronçon 1 : proximité d'activités essentiellement agricoles. Tronçon 2: proximité d'une zone urbaine et d'activité industrielle. Tronçon 3 : cours d'eau canalisé pour permettre la navigation fluviale (masse d'eau ayant fait l'objet d'aménagements lourds susceptible d'être classée en masse d'eau fortement modifiée) (adapté de www.eau2015-rhin-meuse.fr, remise en forme dans Gayet *et al*. 2016a).

Au titre de la directive cadre sur l'eau, les zones humides ne constituent pas des « masses d'eau », mais elles sont concernées directement au titre de cette directive comme des « écosystèmes associés aux masses d'eau »[20] **qui doivent être préservés.** La DCE fixe des objectifs et des méthodes pour atteindre le bon état des masses d'eau. L'évaluation de l'état des masses d'eau de surface prend en compte différents paramètres biologiques et chimiques[21]. Les zones humides sont également prises en compte pour évaluer l'atteinte des objectifs de cette directive du fait de leurs contributions au cycle naturel de l'eau.

Il est possible de déterminer à quelle(s) masse(s) d'eau cours d'eau[22]**, plan d'eau**[23]**, de transition**[24] **et/ou côtières**[25] **un site appartient.** L'identification des écoulements de surface en lien avec le site et/ou alors l'identification de flux en provenance de la zone marine qui influence l'alimentation en eau du site est donc indispensable. En pratique, l'appartenance d'un site à une ou plusieurs masses d'eau de surface peut être identifiée via une analyse sommaire de la topographie et du réseau hydrographique en aval du site sur les SCAN 25® et/ou la BD TOPO®. Il n'est pas proposé d'identifier la masse d'eau souterraine[26] à laquelle appartient un site en raison de la difficulté de faire cette identification à partir d'une analyse sommaire.

Il appartient aux services intervenant dans l'instruction de dossiers police de l'eau de vérifier que le site impacté et le site de compensation appartiennent à la même masse d'eau de surface ; sinon, à titre exceptionnel, dans des cas dûment justifiés (par ex. impossibilité manifeste de trouver des sites de compensation valables dans la même masse d'eau que celle concernée par l'aménagement) ils doivent appartenir à des masses d'eau de surface immédiatement en amont ou aval l'une de l'autre, ou alors à des masses d'eau côtières connexes pour les zones humides littorales. Il est à noter que les SDAGE et les SAGE peuvent préciser sur leur territoire, l'application du principe de proximité géographique et fonctionnelle (par ex. bassin versant).

[20] Source : Ministère chargé de l'environnement et Onema (eaufrance : http://www.eaufrance.fr/spip.php?-page=concept&id_concept=2144).

[21] L'arrêté du 12 janvier 2010 précise les méthodes et critères à mettre en œuvre pour délimiter et classer les masses d'eau et dresser l'état des lieux prévu à l'article R. 212-3 du code de l'environnement.

[22] « masse d'eau de surface constituée d'un ou plusieurs tronçons de rivière, de fleuve ou de canal » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

[23] « masse d'eau de surface intérieure constituée d'eau stagnante » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

[24] « eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

[25] « les eaux de surface situées en-deçà d'une ligne dont tout point est situé à une distance d'un mille marin au-delà du point le plus proche de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales et qui s'étendent, le cas échéant, jusqu'à la limite extérieure d'une eau de transition » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

[26] « un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères » (voir arrêté du 12 janvier 2010).

IV.2. Description de l'environnement du site

IV.2.1. Les pressions anthropiques dans la zone contributive

Généralement, les activités anthropiques sont à l'origine d'importants flux de nutriments et de sédiments vers les hydrosystèmes. **Il est donc proposé de décrire les pressions anthropiques dans la zone contributive des sites.** Les pressions anthropiques sont décrites selon les modes d'occupation du sol dans la zone contributive qui traduisent vraisemblablement des apports de nutriments et/ou de sédiments variables vers le site. Les pressions associées aux activités agricoles sont décrites en exploitant les informations du Registre Parcellaire Graphique[27] (RGP), en distinguant les cultures et les surfaces enherbées (Tableau et Figure ci-après). Une des limites du RPG est que seules les parcelles déclarées sont inventoriées. Les pressions associées aux activités industrielles-domestiques, aux infrastructures de transport sont décrites en exploitant les informations de la BD TOPO® (Tableau et Figure ci-après). Concernant les activités domestiques et industrielles, il est important de souligner qu'il n'est pas possible ici d'identifier d'éventuels réseaux d'assainissement qui permettraient la dérivation des écoulements hors de la zone contributive du site. Un commentaire de l'observateur peut nuancer le résultat de l'évaluation.

Tableau 1 : Récapitulatif des informations à récolter pour décrire les pressions anthropiques dans la zone contributive d'un site.

Pressions anthropiques		Sources d'informations mobilisées
Activités agricoles	**Cultures**	Fichiers les plus récents disponibles du Registre Parcellaire Graphique (RPG) avec les codes : 1 blé tendre, 2 maïs grain et ensilage, 3 orge, 4 autres céréales, 5 colza, 6 tournesol, 7 autres oléagineux, 8 protéagineux, 9 plantes à fibres, 10 semences, 14 riz, 15 légumineuses à grains, 16 fourrage, 20 vergers, 21 vignes, 22 fruits à coque, 23 oliviers, 24 autres cultures industrielles, 25 légumes-fleurs, 26 canne à sucre, 27 arboriculture
	Surfaces enherbées	Fichiers les plus récents disponibles du Registre Parcellaire Graphique (RPG) avec les codes : 11 gel, 12 gel industriel, 13 autres gels, 17 estives landes, 18 prairies permanentes, 19 prairies temporaires
Activités domestiques et industrielles		Fichiers sous forme de polygone du dossier « Bâti » et fichier « AIRE_TRIAGE » de la BD TOPO®
Activités de transport		Fichier « TRONCON_VOIE_FERRE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®

[27] Le RGP est un système d'information géographique administré par l'Agence de Services et Paiement (ASP) qui identifie annuellement les parcelles agricoles et l'assolement correspondant. Au moment de la parution de la méthode, seule la version de 2012 est disponible librement.

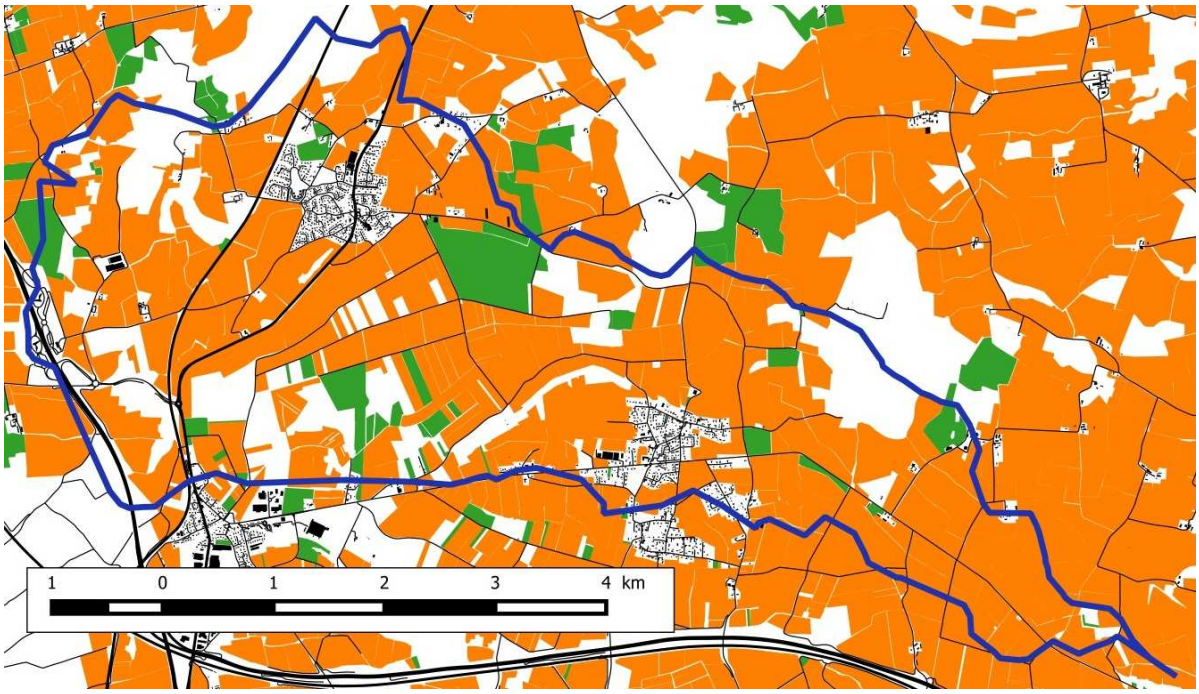


Figure 13 : Les cultures (polygones orange), les surfaces enherbées (polygones verts), les activités domestiques et industrielles (polygones noires), les petites infrastructures (traits noirs fins) et les grandes infrastructures de transport (traits noirs gras) dans une zone contributive (polygone bleu sans trame de fond). Fond de carte : BD TOPO® de l'IGN et RGP de l'ASP.

Puisque l'évaluation porte sur les principales activités anthropiques à l'origine de flux sédimentaires et/ou de nutriments vers le site, il n'y a pas lieu de décrire les autres types d'occupation du sol dans la zone contributive (par ex. zones forestières) qui sont le plus souvent des pourvoyeurs moins importants de sédiments ou de nutriments.

Exceptionnellement, les pressions anthropiques dans la zone contributive n'ont pas besoin d'être décrites. C'est le cas pour les zones humides estuariennes, côtières, péri-lagunaires, de panne dunaire étant donné qu'il n'est pas possible d'y délimiter une zone contributive qui engloberait à la fois l'influence des apports hydriques provenant du continent et de la mer.

C’est également le cas lorsque la superficie de la zone contributive est si grande que les pressions anthropiques ne sont vraisemblablement pas discriminantes pour deux sites (un site impacté et un site de compensation) qui appartiendraient à la même masse d’eau et qui seraient sur le même cours d’eau. C’est le cas par exemple de certains sites alluviaux et riverains des étendues d’eau qui ont des zones contributives très grandes, voire immenses (par ex. bassin versant de la Saône ou de la Seine pour les sites alluviaux dans le secteur aval de ces cours d’eau). Décrire ces pressions anthropiques sur de telles étendues spatiales est extrêmement chronophage ; alors qu’elle génère une information extrêmement complexe à analyser car sur une échelle trop large pour être appréhendée par l’observateur dans le cadre d’une évaluation rapide. **Ainsi, les pressions anthropiques dans la zone contributive n’auront pas à être décrites dans les cas suivants :**

- sites alluviaux associés à au moins un cours d’eau dont le rang de Strahler est supérieur à 5 (Figure ci-après) ;
- sites riverains des étendues d’eau en aval de l’embouchure d’au moins un cours d’eau dont le rang de Strahler est supérieur à 5 ;
- sites avec des zones contributives transfrontalières. Il s’agit principalement des sites alluviaux du Rhône et du Rhin, mais d’autres cours d’eau peuvent être concernés (par ex. sites alluviaux du Doubs à la frontière franco-suisse).

L’identification des rangs de Strahler des cours d’eau est basée sur le travail d’identification du Bureau de Recherche Géologique et Minière fait sur la BD CARTHAGE®.

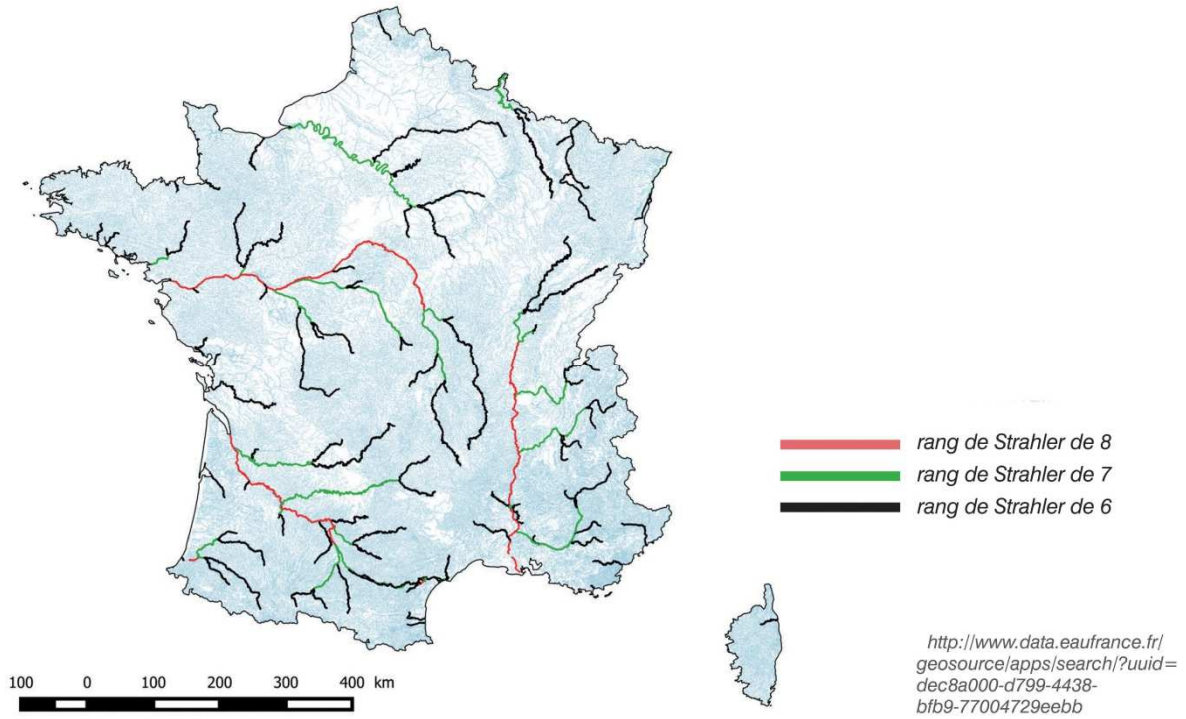


Figure 14 : Réseau hydrographique en France d'après la BD CARTHAGE® 2010 et ordination des rangs de Strahler supérieur à 5 d'après le Bureau de Recherche Géologique et Minière (issue de Gayet *et al*. 2016a).

Vérifier la similarité des pressions anthropiques sur la zone contributive du site impacté avant impact et du site de compensation après action écologique est à l'appréciation des services intervenant dans l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers pourront veiller à éviter des déséquilibres flagrants. À noter qu'une vigilance particulière doit être accordée quant aux évolutions qui peuvent être en cours dans la zone contributive du site de compensation (par ex. en cours de déprise agricole ou en cours d'urbanisation). Ainsi, le fait que le site impacté avant impact et le site de compensation avant action écologique soient dans des environnements similaires ne garantit pas que le site impacté avant impact et le site de compensation après action écologique soient dans des contextes similaires. Il peut être pertinent de recourir, lorsque cela est possible, à une expertise disponible sur le territoire (par ex. documents d'urbanisme) pour anticiper d'éventuelles mutations.

IV.2.2. Le type de paysage

La composition du paysage du site influence les flux d'individus entre le site et l'environnement extérieur et affecte donc la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces. **En conséquence, il est proposé de décrire les habitats dans le paysage des sites (incluant les habitats naturels à semi-naturels jusqu'aux habitats plus artificialisés comme les étendues agricoles et les zones bâties).**

La composition du paysage du site est décrite en identifiant les milieux présents selon la nomenclature EUNIS niveau 1 de Davies *et al.* (2004) traduite par Louvel *et al.* (2013a) (Tableau et Figure ci-après) et en estimant la part relative de chaque milieu dans le paysage. Les « X Complexes d'habitats » ne sont pas pris en compte dans cette méthode car ils sont considérés comme non informatifs ici. Dans le cadre de cette méthode, il serait trop chronophage de demander une description des habitats plus détaillée (par ex. EUNIS niveau 2, 3 ou 4). La nomenclature EUNIS est choisie dans cette méthode en raison de son aspect pratique puisqu'elle contient une clef de détermination qui permet une identification facile et peu subjective des milieux, accessible à un public non expert en végétation. Ces aspects ont été vérifiés durant les phases de test des prototypes de la méthode en 2015.

Tableau 2 : Liste des milieux EUNIS niveau 1 (dénomination française issue de Louvel *et al*. 2013a).



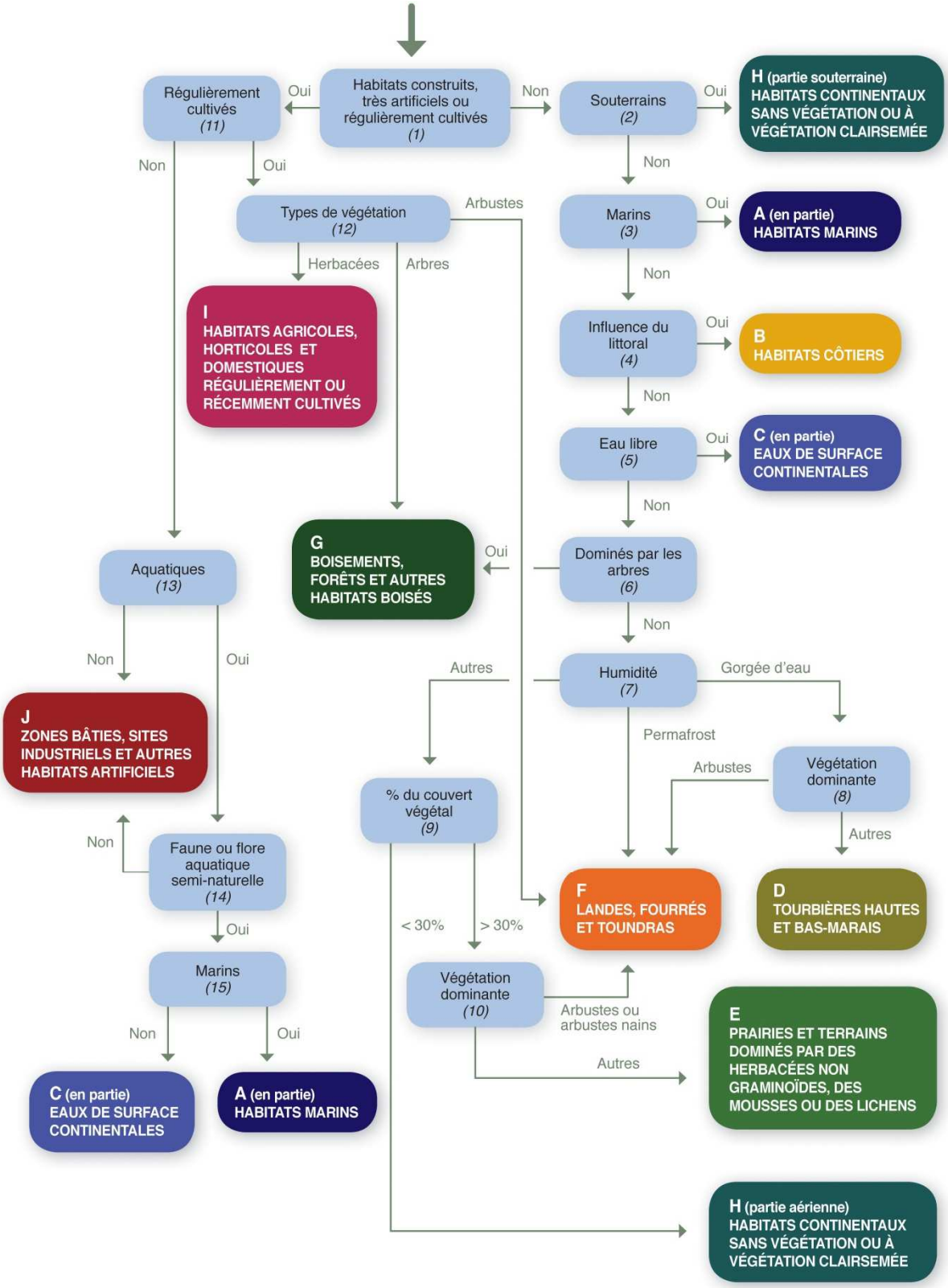


Figure 15 : Clef de détermination des milieux EUNIS niveau 1, Issue de la clef traduite par Louvel *et al.* (2013a) provenant de Davies *et al.* (2004) avec remise en forme de Gayet *et al.* (2018b). Les critères entre parenthèses ne sont pas présentés dans le détail ici. Ils font référence à des informations complémentaires pour identifier des milieux que le lecteur trouvera en détail dans le Guides et protocoles dédié à EUNIS (voir Gayet *et al*. 2018b).

Les supports utilisés pour estimer la part des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage sont la BD ORTHO® la plus récente disponible en plus des SCAN 25® de l'IGN. À partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre certains milieux, par ex. entre « **D** Tourbières hautes et bas-marais », « **E** Prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens » et parfois les milieux « **F** Landes, fourrés et toundras ». Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologiques faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations présentes dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles.

Vérifier la similarité de la représentation des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage du site impacté avant impact et du site de compensation après action écologique est à l'appréciation des services intervenant dans le cadre de l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers veilleront notamment à éviter l'apparition de déséquilibres flagrants. À noter qu'une vigilance particulière doit être accordée quant aux évolutions qui peuvent être en cours dans le paysage du site de compensation (par ex. site dans une zone en cours d'urbanisation ou en cours de déprise agricole). Ainsi, le fait que le site impacté avant impact et le site de compensation avant action écologique soient dans des environnements similaires ne garantit pas que le site impacté avant impact et le site de compensation après action écologique seront dans des paysages similaires. Il peut être pertinent de recourir lorsque cela est possible à une expertise disponible sur le territoire (par ex. documents d'urbanisme) pour anticiper d'éventuelles mutations.

IV.3. Description du site

IV.3.1. Le système hydrogéomorphologique

IV.3.1.1. Principe du système de classification hydrogéomorphologique

L'approche hydrogéomorphologique proposée par Smith *et al.* (1995) est basée sur le postulat que les fonctions dépendent d'abord de l'hydrologie, de l'hydrogéologie et de la géomorphologie de la zone humide. Elle fait appel au système de classification hydrogéomorphologique de Brinson (1993a, b). **La méthode mobilise le système de classification développé dans cette approche. Elle reconnaît en amont de l'évaluation des fonctions, que les zones humides sont régies par différents types de fonctionnements hydrologiques, hydrogéologiques et hydrogéomorphologiques. La classification hydrogéomorphologique des zones humides est basée sur la description de trois aspects fondamentaux (Smith *et al.* 1995) ; à savoir :**

- **La configuration géomorphologique :** la topographie de la zone humide (dépression, vallée…), la géologie, l'emplacement dans le paysage (de la tête de bassin jusqu'à la basse vallée) ;
- **La source d'alimentation en eau :** la principale origine de l'eau alimentant la zone humide (par ex. précipitations, apports de surface et subsurface, apports d'eau souterraine) ;
- **L'hydrodynamique :** la direction et l'importance des flux d'eau de surface et de subsurface dans la zone humide.

Cette classification aboutit à sept principaux types hydrogéomorphologiques (voir Smith *et al.* 1995, Brinson 2009) qui peuvent être traduits littéralement de l'anglais vers le français en (1) système des franges estuariennes ou tidales (distinguées selon leur gradient de salinité et aussi selon le fait qu'ils dépendent éventuellement d'apports alluviaux), (2) système rivulaire, (3) système de plateau à sol minéral, (4) système de plateau à sol organique, (5) système de frange lacustre, (6) système dépressionnaire et (7) système de pente.

IV.3.1.2. Dénomination et description des systèmes hydrogéomorphologiques retenus

Dans la méthode, les systèmes de plateau à sol minéral et les systèmes de plateau à sol organique sont rassemblés dans un seul et même système dit de « plateau ». En effet, dans la classification Etats-Unienne, la principale différence entre les deux tient au fait que dans le système de plateau à sol minéral, l'altitude et la topographie ne sont pas contrôlées par les accumulations verticales de matière organique, contrairement au système de plateau à sol organique. En France métropolitaine et avec cette méthode, il n'y a pas lieu de faire cette différence puisque les habitats et la pédologie dans le site sont décrits par ailleurs (section IV.3.2) ce qui révèlera notamment ces accumulations verticales de matière organique.

Dans le cadre de cette méthode, neuf systèmes hydrogéomorphologiques sont différenciés : (1) « alluvial », (2) « riverain des étendues d'eau », (3) « dépression », (4) « source et suintement »[28], (5) « plateau », (6) « estuarien », (7) « péri-lagunaire », (8) « panne dunaire » et (9) « côtier ». Notez que le système de « source et suintement » peut être rencontré à la fois sur le continent et sur le littoral marin.

La dénomination des systèmes hydrogéomorphologiques n'est pas une traduction littérale de l'anglais (car celle-ci pouvait s'avérer trompeuse pour les observateurs). Les systèmes hydrogéomorphologiques ont été renommés dans un souci de clarification. De plus, les systèmes hydrogéomorphologiques spécifiques au littoral marin sont plus détaillés que dans les références suscitées. En effet, il est apparu nécessaire de différencier des fonctionnements hydrogéomorphologiques spécifiques. Les sources d'information mobilisées pour l'identification des systèmes hydrogéomorphologiques sont les SCAN 25®, suivis impérativement par des vérifications sur le terrain (Encadré ci-après).

[28] Ce système avait été nommé « versant et bas-versant » dans la version 1. Mais cette dénomination s'est avérée source de confusion, puisque des observateurs mentionnaient ce système sans avoir observé de sources et de suintements. Cette nouvelle dénomination est proposée ici dans la version 2 pour remédier à cela.

Encadré 2 : Description narrative et illustration des neuf systèmes hydrogéomorphologiques retenus.

La description des neuf systèmes hydrogéomorphologiques est basée sur celles de Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009). Lorsque des adaptations ont été faites sur les définitions de départ, celles-ci sont précisées. Les informations les plus caractéristiques de chaque système hydrogéomorphologique sur les SCAN 25® sont également précisées.

Alluvial

Les zones humides alluviales sont dans les plaines alluviales et dans les corridors ripariens en association avec un cours d'eau. Les sources principales d'eau proviennent des débordements du cours d'eau dans les plaines alluviales pour les cours d'eau d'ordre élevé, et des ruissellements occasionnels provenant des terres adjacentes pour les cours d'eau d'ordre faible. Des sources supplémentaires d'eau peuvent être les ruissellements et le retour des flux d'eau des terres plus hautes vers le cours d'eau, et plus occasionnellement les flux des affluents et les précipitations. Quand la submersion a lieu, les flux de surface en aval de la plaine d'inondation peuvent dominer l'hydrodynamique. Dans la zone la plus en amont, les zones humides alluviales sont souvent incorporées avec des systèmes de source et suintement ou de dépression quand le lit du cours d'eau disparait, ou elles peuvent intégrer des zones plates mal drainées ou des terres hautes. Dans la zone la plus en aval, les zones humides alluviales sont incorporées avec les systèmes estuariens. Un flux d'eau pérenne n'est pas requis pour qualifier un site comme étant dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Les zones humides alluviales perdent l'eau de surface par le retour des eaux d'inondation dans le lit du cours d'eau après l'inondation, et par saturation des flux en surface vers le cours d'eau durant les précipitations. Les eaux de subsurface sont perdues par décharge dans le cours d'eau, par pénétration dans les eaux souterraines plus profondes ou par évapotranspiration. Un site dans une plaine d'inondation avec des aménagements anthropiques qui restreignent l'intensité et la fréquence des débordements dans la plaine d'inondation (par ex. polder en zone alluviale) est considéré comme alluvial. Des dépôts tourbeux peuvent s'accumuler dans les dépressions à l'écart du chenal du cours d'eau qui se sont isoles des processus alluviaux et qui sont sujets à de longues périodes de saturation par les eaux souterraines. Le lit mineur du cours d'eau n'est pas inclus dans ce système, car la méthode ne s'applique que sur les zones humides telles qu'elles sont définies par la réglementation en vigueur. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux peuvent avoir une gamme de superficie de zones contributives extrêmement grande (petite a immense), car cette zone contributive dépend du bassin versant du cours d'eau auquel est associe le site (Annexe 7).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé que le lit mineur du cours d'eau n'est pas inclus dans ce système. Il est précisé que les zones humides poldérisées en secteur alluvial sont bien incluses dans ce système. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief plat (courbes de niveau relativement espacées comparé aux versants proches) et il est adjacent ou à proximité d'un cours d'eau permanent ou temporaire.

→ Voir illustration de zones humides alluviales sur la Figure ci-après.

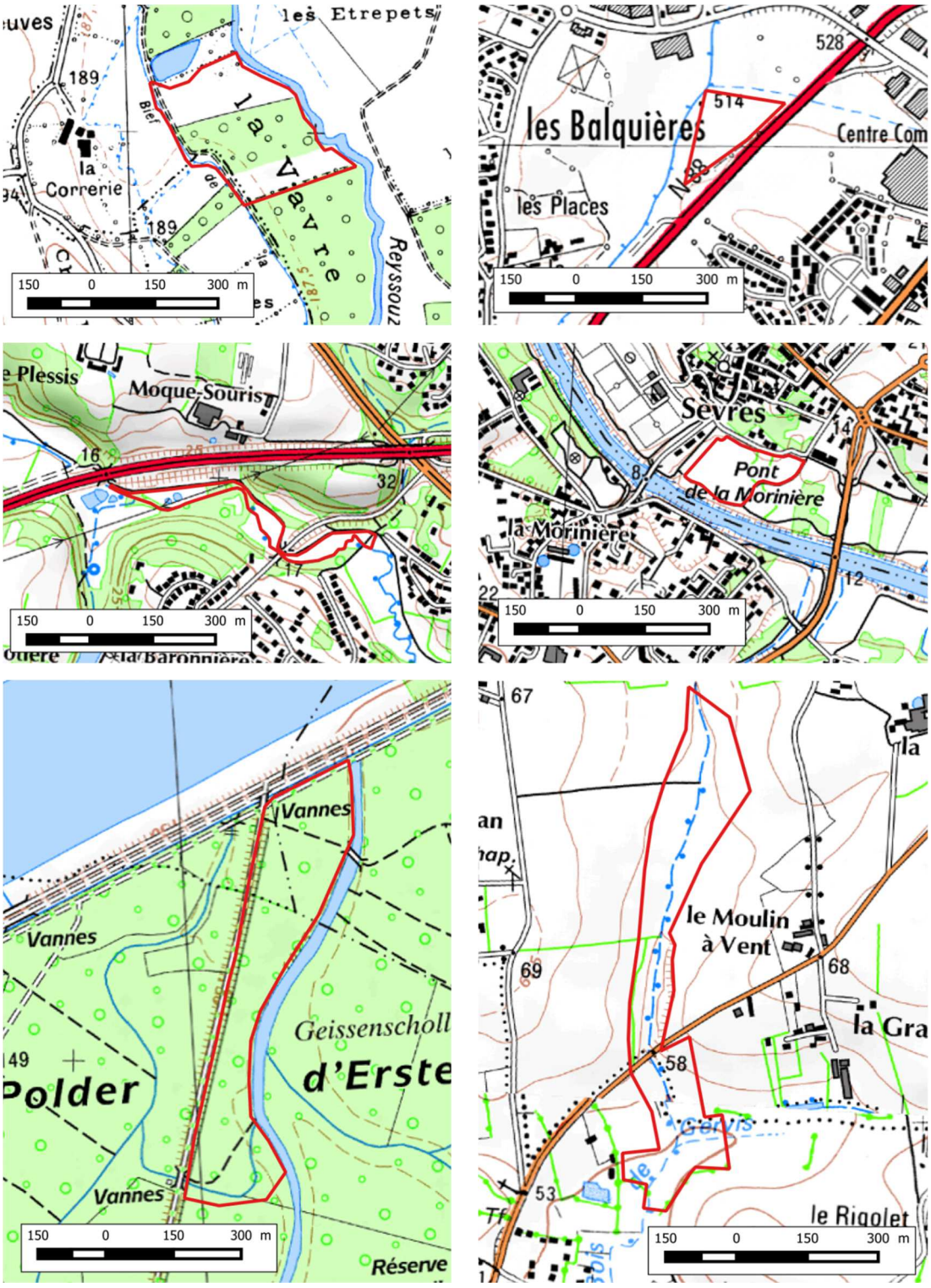


Figure 16 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Fond de carte : SCAN 25®.

Riverain des étendues d'eau

Les zones humides riveraines des étendues d'eau sont adjacentes ou proches d'une étendue d'eau. Les fluctuations de niveau d'eau dans l'étendue d'eau régulent le niveau d'eau dans la zone humide. Ces zones humides peuvent être des radeaux flottants rattachés aux berges de l'étendue d'eau. Les précipitations ou la décharge des eaux souterraines peuvent éventuellement contribuer à l'alimentation en eau de ces zones humides ; ces dernières étant de première importance dans les zones humides riveraines des étendues d'eau intégrées a des zones humides de source et suintement ou des terres adjacentes hautes. Le flux d'eau en surface est bidirectionnel, couramment contrôle par les fluctuations de niveau d'eau dans l'étendue d'eau adjacente. Zones humides riveraines des étendues d'eau et zones humides de dépression sont impossibles à distinguer quand la taille de l'étendue d'eau est petite comparativement à sa frange humide et/ou quand l'étendue d'eau est incapable de stabiliser le niveau d'eau dans la zone humide. Les zones humides riveraines des étendues d'eau perdent leur eau par restitution vers l'étendue d'eau adjacente après les inondations et par évapotranspiration notamment. La matière organique s'accumule habituellement dans les secteurs de la zone humide préservés de l'érosion des vagues sur les berges de l'étendue d'eau. La zone de pleine eau de l'étendue d'eau n'est pas incluse dans ce système, car la méthode ne s'applique que sur les zones humides telles qu'elles sont définies par la réglementation en vigueur. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques riverains des étendues d'eau peuvent avoir une gamme de superficie de zones contributives extrêmement grande (petite a très grande), étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente l'étendue d'eau (Annexe 7).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la traduction littérale du système hydrogéomorphologique « *lacustrine fringe* » en système des « franges lacustres » a généré des confusions durant les tests réalisés en 2014 et 2015. Elle paraissait notamment exclure les zones humides riveraines des étangs de ce système hydrogéomorphologique. La dénomination de ce système en système « riverain des étendues d'eau » a donc été préférée. Le terme « étendue d'eau » dans la description du système a été préféré au terme « lac » qui semblait trop restrictif en faveur des systèmes lacustres à stratification thermique dans la définition du système hydrogéomorphologique. Il est précisé que la zone de pleine eau de l'étendue d'eau n'est pas incluse dans ce système. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : site au bord ou à proximité d'un lac, d'un étang ou de toute autre étendue d'eau stagnante qui occupe le centre de la dépression.

→ Voir illustration de zones humides riveraines des étendues d'eau sur la Figure ci-après.

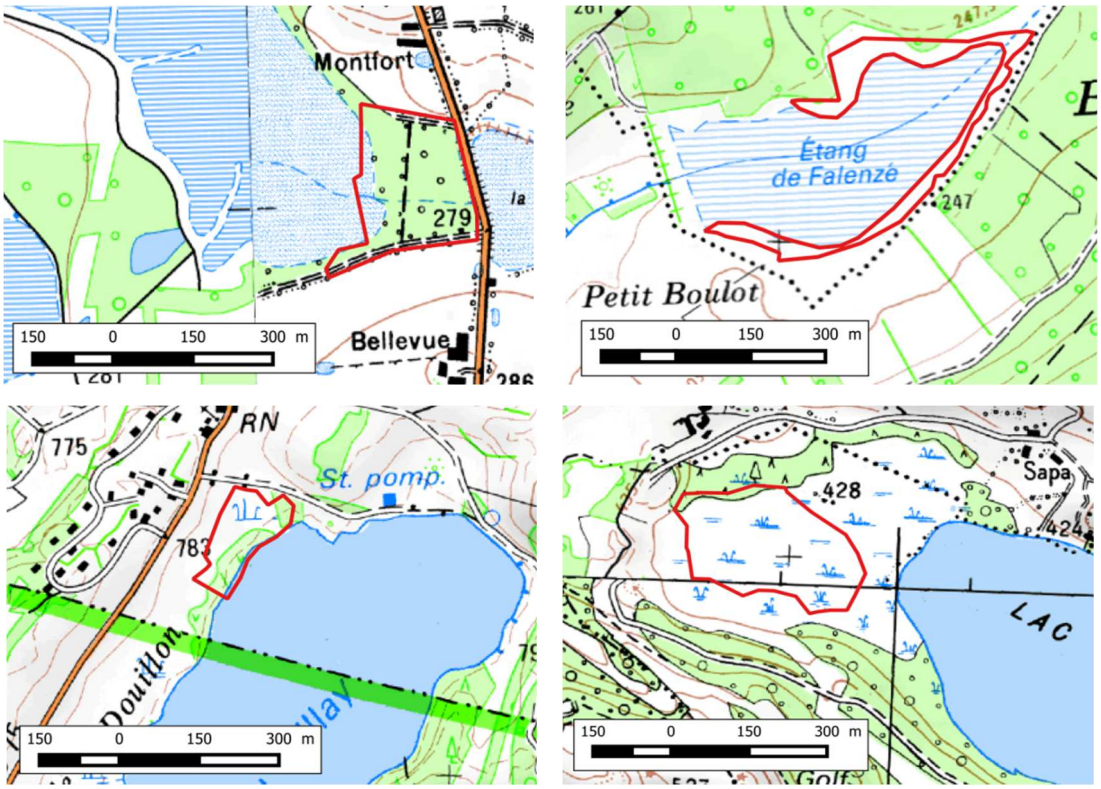


Figure 17 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique riverain d'étendue d'eau. Fond de carte : SCAN 25®. En haut, les sites sont soumis aux variations du niveau d'eau d'un étang. En bas, les sites sont soumis aux variations du niveau d'eau d'un lac.

Dépression

Les zones humides de dépression sont dans des dépressions topographiques dont l'altitude élevée des contours permet l'accumulation des eaux de surface dans la dépression. Les sources principales d'alimentation en eau incluent les précipitations, les ruissellements de surface et de subsurface issus des terres hautes adjacentes et les apports d'eau d'origine souterraine. La direction des flux d'eau est normalement dirigée des terres environnantes vers le centre de la dépression. Toutes les combinaisons d'entrée et de sortie d'eau sont possibles dans les zones humides dépressionnaires. Les pertes en eau dans la zone humide dépressionnaire peuvent être liées à un drainage intermittent ou permanent vers un exutoire, à l'évapotranspiration ou à la recharge de nappes. Les fluctuations verticales sont les principales variations hydrodynamiques. Elles sont principalement saisonnières. Des dépôts tourbeux peuvent se développer dans les zones humides dépressionnaires. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques de dépression ont le plus souvent une gamme de superficie de zones contributives variable, étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente la dépression (Annexe 7).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : aucun changement significatif. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : site dans des courbes de niveau concentriques, l'altitude décroît vers l'intérieur des courbes. Souvent une flèche de même couleur que les courbes de niveau indique le centre de la dépression.

→ Voir illustration de zones humides de dépression sur la Figure ci-après.

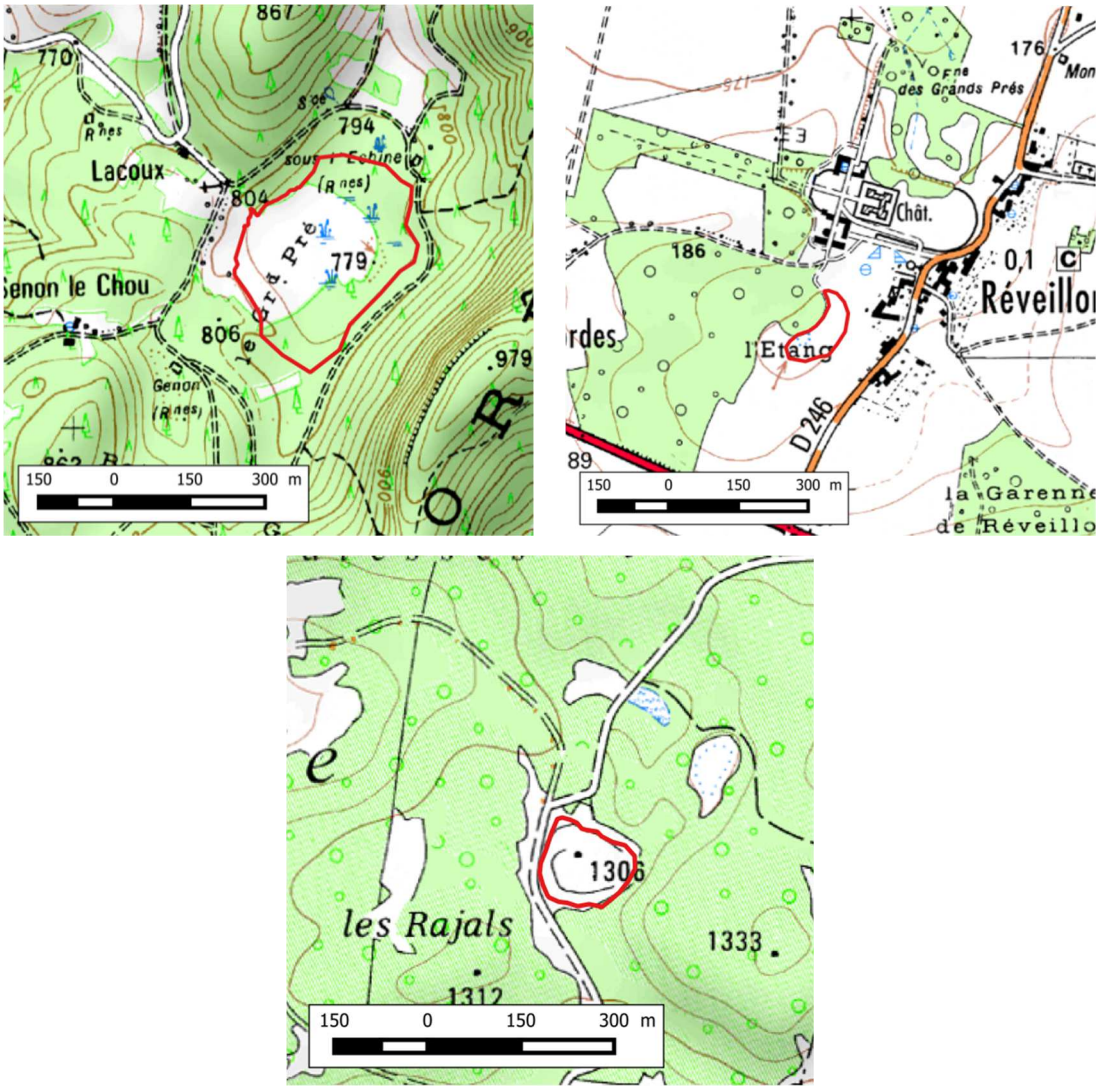


Figure 18 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de dépression. Fond de carte : SCAN 25®.

Source et suintement

Les zones humides de source et suintement se trouvent là où les eaux souterraines sont déchargées en surface. Elles sont communément observées dans les secteurs dont la topographie varie d'un versant de colline raide à une pente douce. Contrairement aux zones humides de dépression, notamment, les zones humides de source et suintement ont rarement une capacité de stockage des eaux du fait de l'absence de contours fermés. Les entrées d'eau incluent principalement les apports en eau d'origine souterraine, les ruissellements de surface et de subsurface et les apports provenant des précipitations. L'hydrodynamique de ces zones humides est principalement caractérisée par des flux d'eau unidirectionnels dirigés vers le bas de la pente. Les zones humides de source et suintement peuvent être situées dans des paysages de plaine presque plats si la décharge d'eau souterraine est reconnue comme la principale source d'alimentation en eau. Les zones humides de source et suintement perdent principalement leur eau par saturation de subsurface, par ruissellement de surface et par évapotranspiration. Les zones humides de source et suintement peuvent comporter un chenal à l'intérieur mais celui-ci ne sert qu'à évacuer l'eau hors de la zone humide. La superficie de leur zone contributive est très variable, étant donné que la zone contributive correspond à l'étendue spatiale qui alimente les sources ou toute forme d'alimentation souterraine qui parvient en surface, plus les ruissellements (Annexe 7). Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la traduction littérale du système hydrogéomorphologique « *slope* » en système de « pente » générait des confusions au cours des tests réalisés en 2014 et 2015. Elle paraissait exclure les zones humides où la pente était peu marquée et ce malgré une alimentation significative en surface par les eaux souterraines ; alors que la description de ce système hydrogéomorphologique mentionne bien qu'il inclut les reliefs presque plats, pourvu que la décharge des eaux souterraines y soit reconnue comme la principale source d'alimentation. La dénomination de ce système en « source et suintement » a donc été préférée. La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : sources indiquées dans le site ou dans son environnement immédiat. Attention, information non exhaustive à vérifier sur le terrain.

→ Voir illustration de zones humides de sources et suintements sur la Figure ci-après.

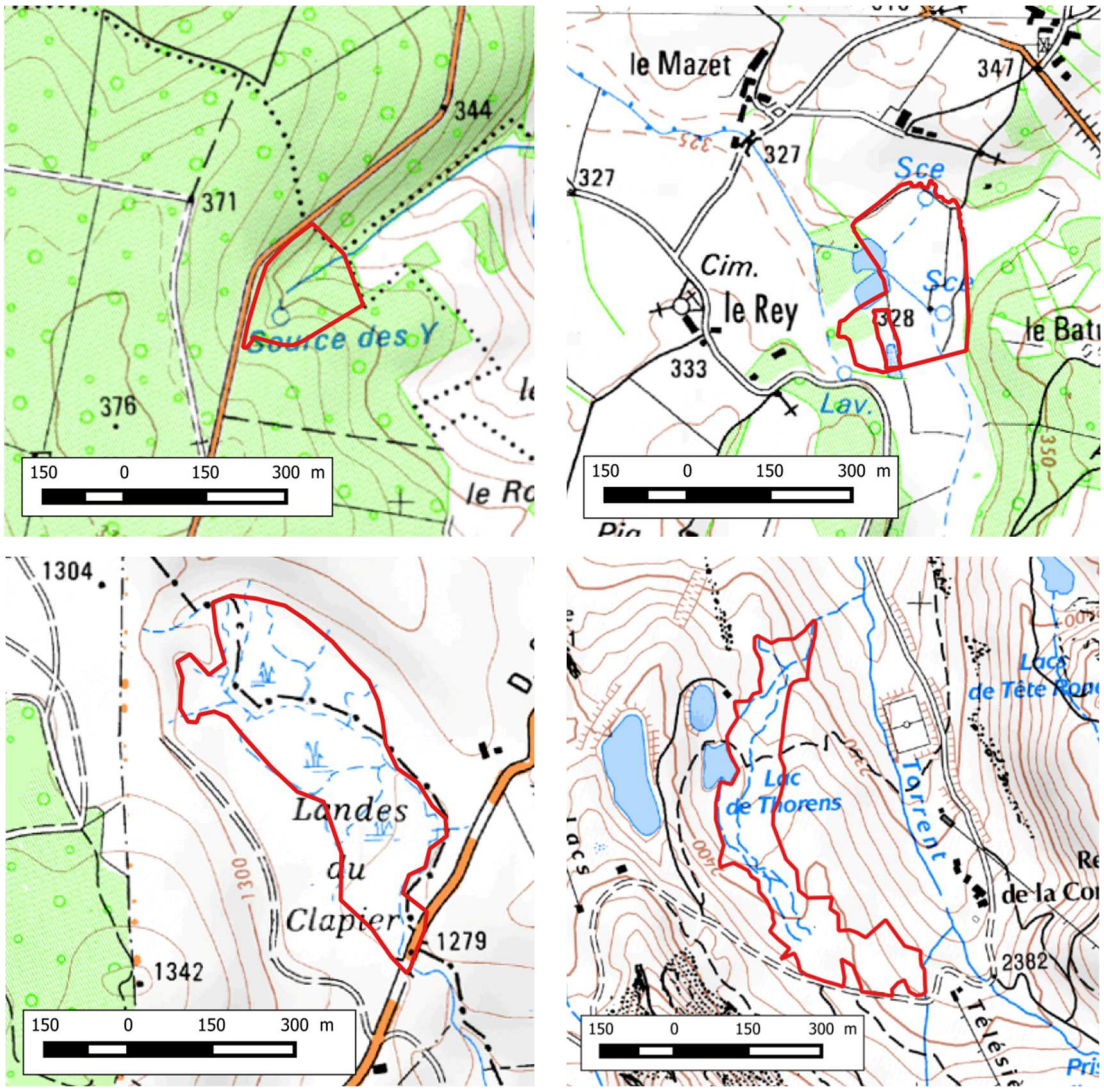


Figure 19 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de source et suintement. Fond de carte : SCAN 25®. Dans les deux sites en haut, des sources sont indiquées sur le SCAN 25®. Dans les deux sites en bas, les sources ne sont pas indiquées sur le SCAN 25® mais elles ont été identifiées sur le terrain.

Plateau

Les zones humides de plateau sont courantes sur les interfluves, dans le fond d'anciens lacs qui ont disparu ou sur les grandes terrasses des plaines d'inondation ou la principale source d'alimentation en eau est liée aux précipitations. Ces zones humides ne reçoivent *a priori* pas d'eau souterraine, ce qui les distingue des zones humides de dépression et de source et suintement. Les fluctuations verticales sont les principaux flux hydrodynamiques. Elles perdent leur eau par évapotranspiration, ruissellement de surface par saturation et suintements souterrains. Les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques de plateau ont le plus souvent des zones contributives de petite superficie étant donné que la principale source d'alimentation en eau est constituée par les précipitations (Annexe 7).

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : la description de ce système hydrogéomorphologique ne tient pas compte des accumulations de matière organique qui sont à l'origine de la différence entre les systèmes « *organic soil flats* » et « *mineral soil flats* » définis par les auteurs. La distinction entre ces systèmes est faite plus tard dans le diagnostic du contexte du site, en décrivant les habitats présents dans le site (section IV.3.2). La gamme de superficie des zones contributives est précisée.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : par défaut de présence des informations mentionnées pour les autres systèmes hydrogéomorphologiques.

→ Voir illustration de zones humides de plateau sur la Figure ci-après.

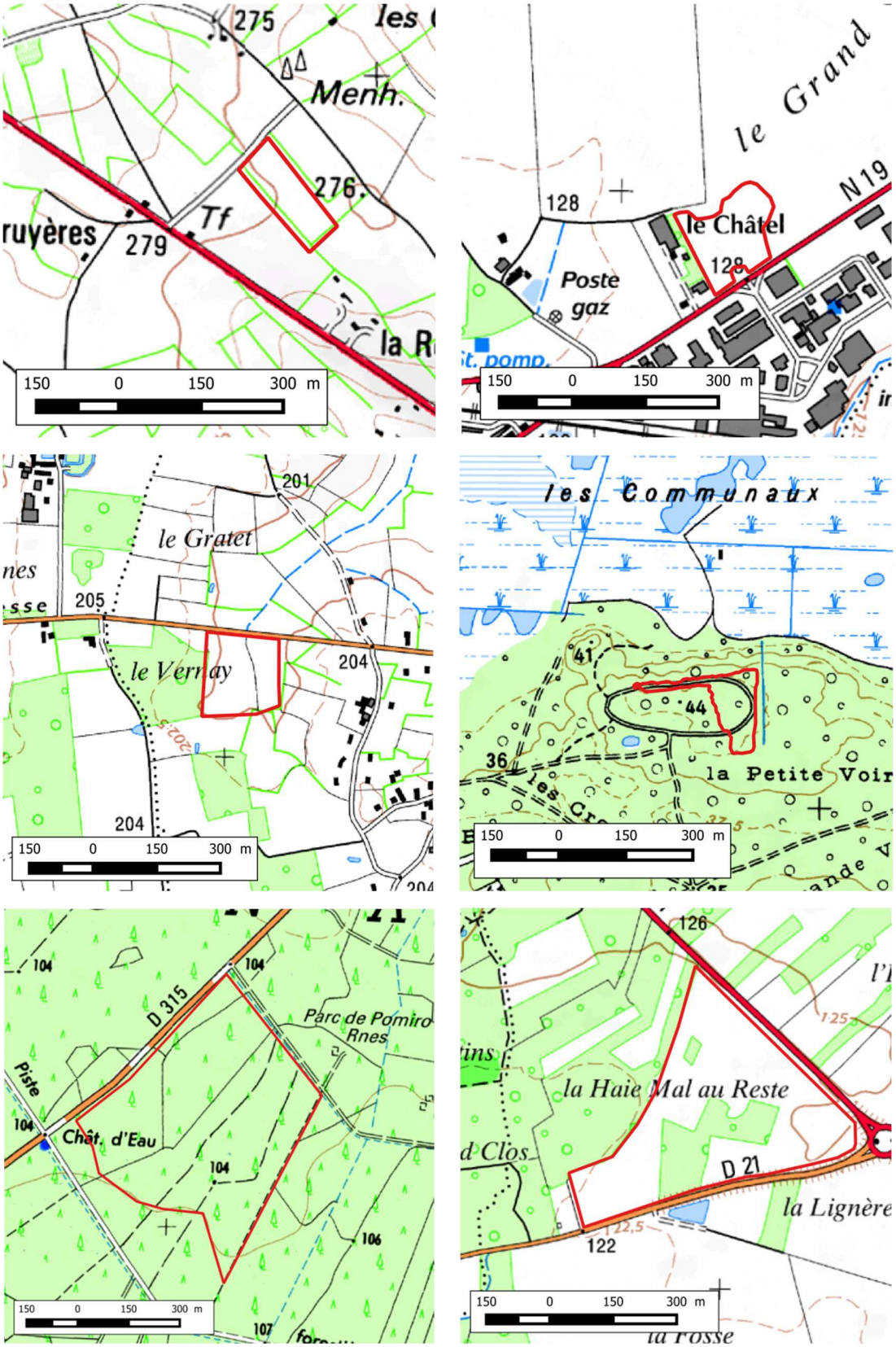


Figure 20 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de plateau. Fond de carte : SCAN 25®.

Estuarien

Les zones humides estuariennes se trouvent le long des estuaires identifiés comme des masses d'eau de transition. Elles sont sous l'influence conjointe du niveau de la mer ou de l'océan et des fleuves (c'est à dire d'un cours d'eau, même modeste, se jetant directement dans la mer). L'influence des flux marins domine le plus souvent mais pas nécessairement celle des flux unidirectionnels provenant des fleuves. Les précipitations ou les eaux souterraines peuvent éventuellement contribuer à l'alimentation en eau de ces zones humides. Étant donné que les zones humides estuariennes peuvent être souvent inondées, du fait d'une élévation de la nappe phréatique contrôlée surtout par le niveau de la mer ou de l'océan ; elles s'assèchent rarement durant de longues périodes en conditions « naturelles ». Les zones humides estuariennes restituent l'eau par ruissellement durant les marées descendantes et par évapotranspiration. Ce système peut couramment être imbriqué avec d'autres systèmes hydrogéomorphologiques comme le système péri-lagunaire et de source et suintement. Un site sous l'influence conjointe du niveau de la mer ou de l'océan et des fleuves qui comportent des aménagements anthropiques restreignant l'intensité et la fréquence des débordements marins (par ex. polder en secteur estuarien) est estuarien. Les marais salés sont des exemples courants de zones humides estuariennes. La zone intérieure des grands deltas est incluse dans ce système. La zone immergée en permanence par la mer ou l'océan, le lit mineur des cours d'eau et la zone de pleine eau des lagunes ne sont pas inclus dans ce système, car la méthode ne s'applique que sur les zones humides telles qu'elles sont définies par la réglementation en vigueur. Les sites dans un système hydrogéomorphologique estuarien n'ont pas de zone contributive délimitée avec cette méthode car la complexité des relations entre flux hydriques d'origines marine et continentale ne permet pas de délimiter une zone contributive pertinente.

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé que la zone strictement marine, la zone de pleine eau des lagunes, le lit mineur des cours d'eau et certains habitats intertidaux ne sont pas inclus dans ce système. Il est précisé que les zones humides poldérisées en secteur estuarien sont bien incluses dans ce système. Il est précisé qu'il n'y a pas de zone contributive délimitée pour un site dans ce système hydrogéomorphologique. Les systèmes hydrogéomorphologiques spécifique au littoral sont plus détaillés ici (en dissociant estuarien, côtier, panne dunaire, péri-lagunaire, source et suintement) que dans les références suscitées.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief plat (courbes de niveau relativement espacées comparé aux versants proches) et il est adjacent ou à proximité d'un fleuve et de la mer ou de l'océan (estuaire).

→ Voir illustration de zones humides estuariennes sur la Figure ci-après.

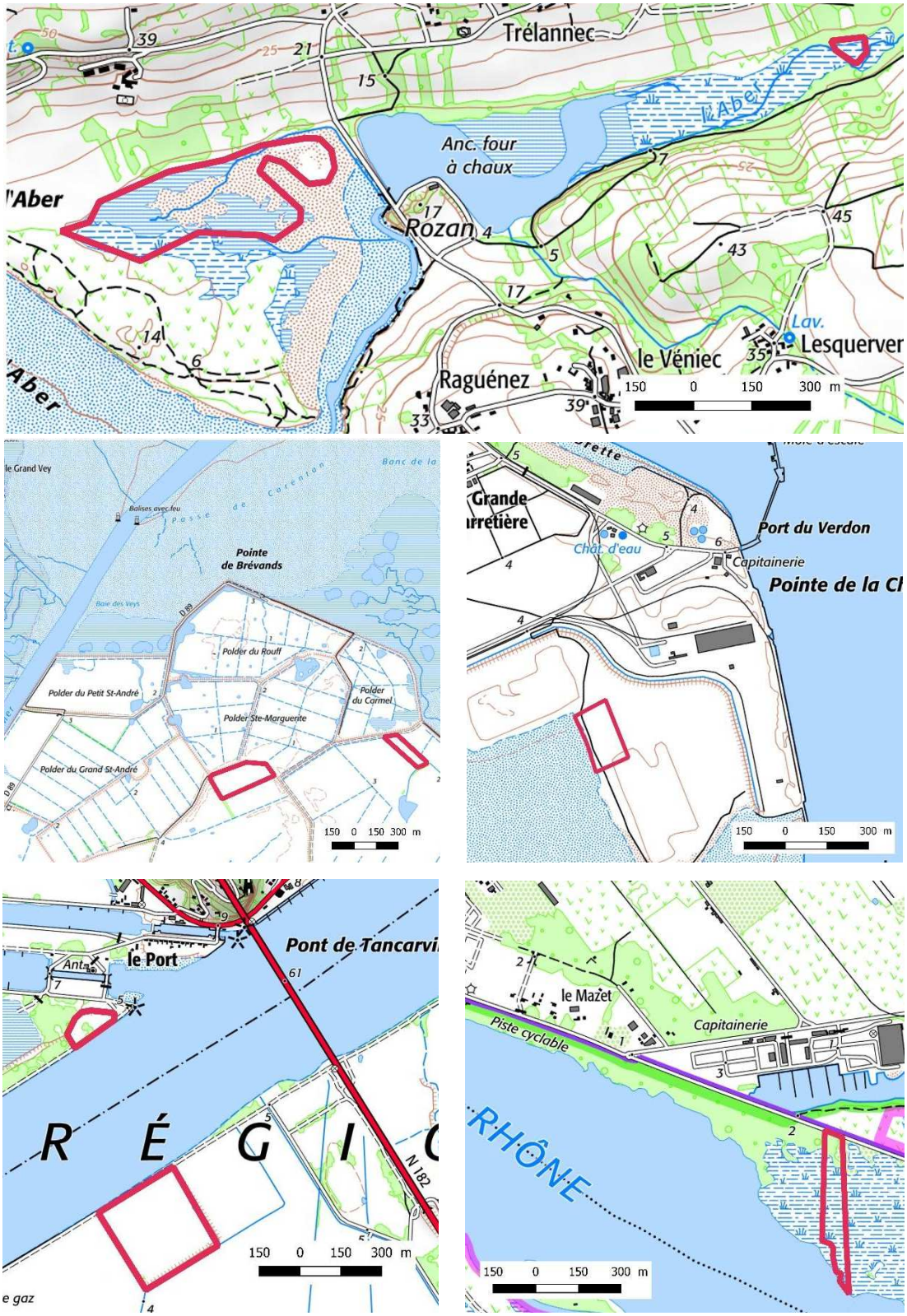


Figure 21 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique estuarien. Fond de carte : SCAN 25®.

Péri-lagunaire

Les zones humides péri-lagunaires sont adjacentes ou proches d'une étendue d'eau qui peut être une lagune (aussi appelée étang littoral) ou une étendue d'eau artificielle saumâtre ou salée résultant par exemple de l'activité d'extraction de granulats alluvionnaires sur le rivage attenant à la mer ou à l'océan. La lagune ou l'étendue d'eau en question est parfois identifiée comme une masse d'eau de transition. Les fluctuations de niveau d'eau de surface de la lagune régulent le niveau d'eau dans la zone humide. Les précipitations ou la décharge des eaux souterraines peuvent également contribuer à l'alimentation en eau de ces zones humides. Le flux d'eau en surface est bidirectionnel, couramment contrôlé par les fluctuations de niveau d'eau de l'étendue d'eau adjacente. Après un épisode de crue, ces zones humides vont progressivement restituer l'eau à l'étendue d'eau adjacente. Les zones humides péri-lagunaires perdent l'eau par ruissellement et par évapotranspiration. Un site avec des aménagements anthropiques qui restreignent l'influence marine (par ex. polder, canaux, secteur drainé) est tout de même considéré comme péri-lagunaire. La zone de pleine eau de la lagune n'est pas incluse dans ce système, car la méthode ne s'applique que sur les zones humides telles qu'elles sont définies par la réglementation en vigueur. Les sites dans un système hydrogéomorphologique péri-lagunaire n'ont pas de zone contributive délimitée avec cette méthode car la complexité des relations entre flux hydriques d'origines marine et continentale ne permet pas de délimiter une zone contributive pertinente.

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé que la zone de pleine eau des lagunes n'est pas incluse dans ce système. Il est précisé que les zones humides aménagées pour restreindre les relations avec les lagunes sont bien incluses dans ce système. Il est précisé qu'il n'y a pas de zone contributive délimitée pour un site dans ce système hydrogéomorphologique. Les systèmes hydrogéomorphologiques spécifique au littoral sont plus détaillés ici (en dissociant estuarien, côtier, panne dunaire, péri-lagunaire, source et suintement) que dans les références suscitées.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief plat (courbes de niveau relativement espacées comparé aux versants proches) et il est le long d'une lagune, d'un étang littoral ou de dépressions artificielles.

→ Voir illustration de zones humides péri-lagunaires sur la Figure ci-après.

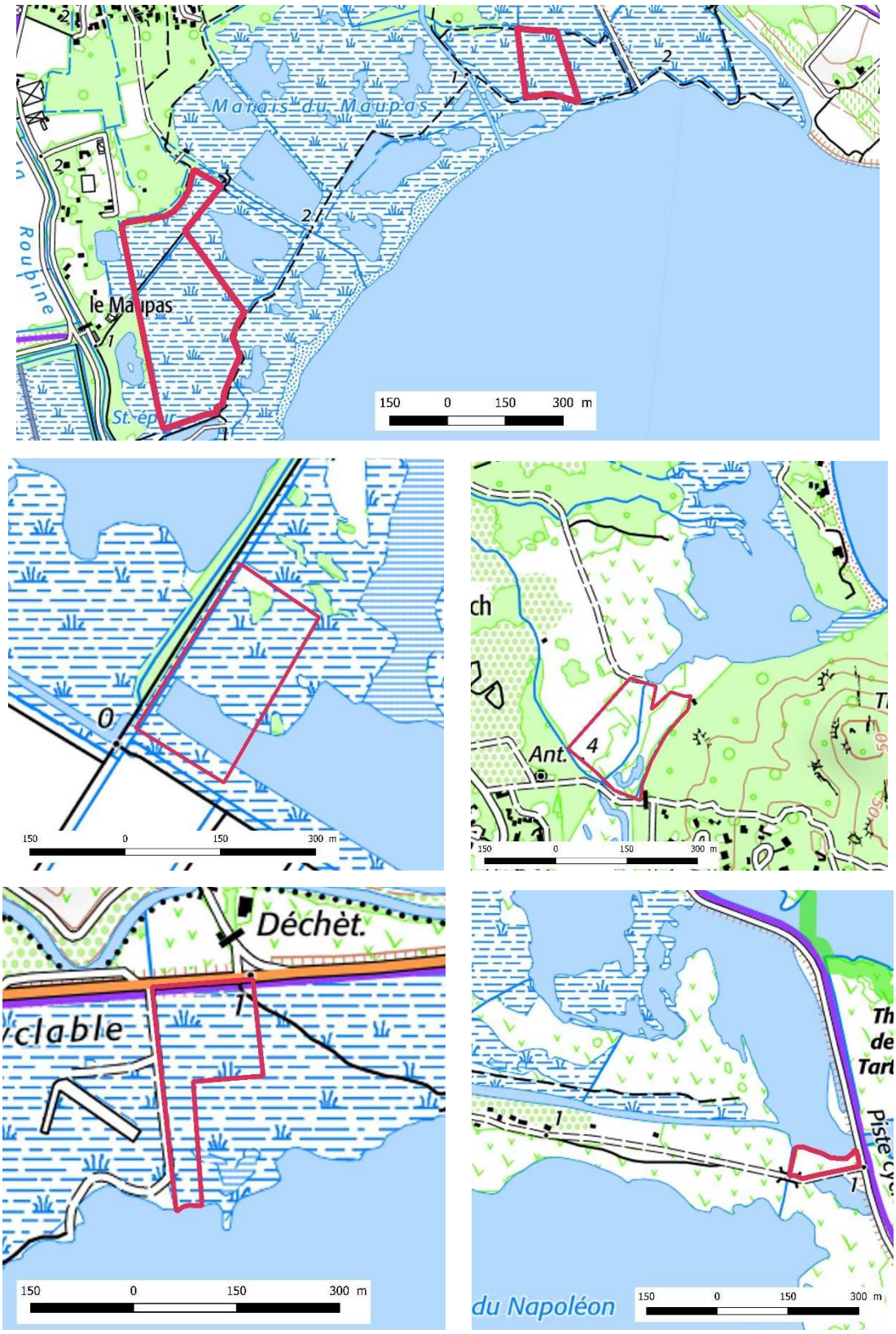


Figure 22 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de péri-lagunaire. Fond de carte : SCAN 25®.

Panne dunaire

Les zones humides de panne dunaire sont dans des dépressions topographiques à l'intérieur de cordons dunaires, le long des rivages sableux attenant de la mer ou de l'océan. La mer et l'océan sont alors souvent identifiés comme des masses d'eau côtières. Elle renferme parfois de l'eau permanente qui révèle la nappe au centre de la dépression ; et qui peut donc constituer un plan d'eau souvent de petite superficie. Les sources principales d'eau sont les apports d'eaux souterrains et dans une moindre mesure les précipitations. Les pertes en eau dans la zone humide de panne dunaire sont le plus souvent liées à l'évaporation ou à la recharge de nappes. Les fluctuations verticales sont les principales variations hydrodynamiques. Elles sont principalement humides ou inondées de façon saisonnière. Des dépôts tourbeux peuvent s'y développer. Les sites dans un système hydrogéomorphologique de panne dunaire sont le plus souvent de petite superficie. Ils n'ont pas de zone contributive délimitée avec cette méthode car la complexité de la topographie sur les rivages sableux et la forte dépendance de ces zones humides aux apports de la nappe rendent ces relations trop complexes pour délimiter une zone contributive pertinente.

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé qu'il n'y a pas de zone contributive délimitée pour un site dans ce système hydrogéomorphologique. Les systèmes hydrogéomorphologiques spécifique au littoral sont plus détaillés ici (en dissociant estuarien, côtier, panne dunaire, péri-lagunaire, source et suintement) que dans les références suscitées.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief modelé constitué de dunes et de dépressions (courbes de niveau concentriques représentant des monticules et des dépressions respectivement) le long d'un rivage attenant à la mer ou à l'océan. La zone humide est dans des courbes de niveau concentriques, l'altitude décroît vers l'intérieur des courbes. Parfois une flèche de même couleur que les courbes de niveau indique le centre de la dépression ou une zone avec un caractère humide est indiquée.

→ Voir illustration de zones humides de pannes dunaires sur la Figure ci-après.

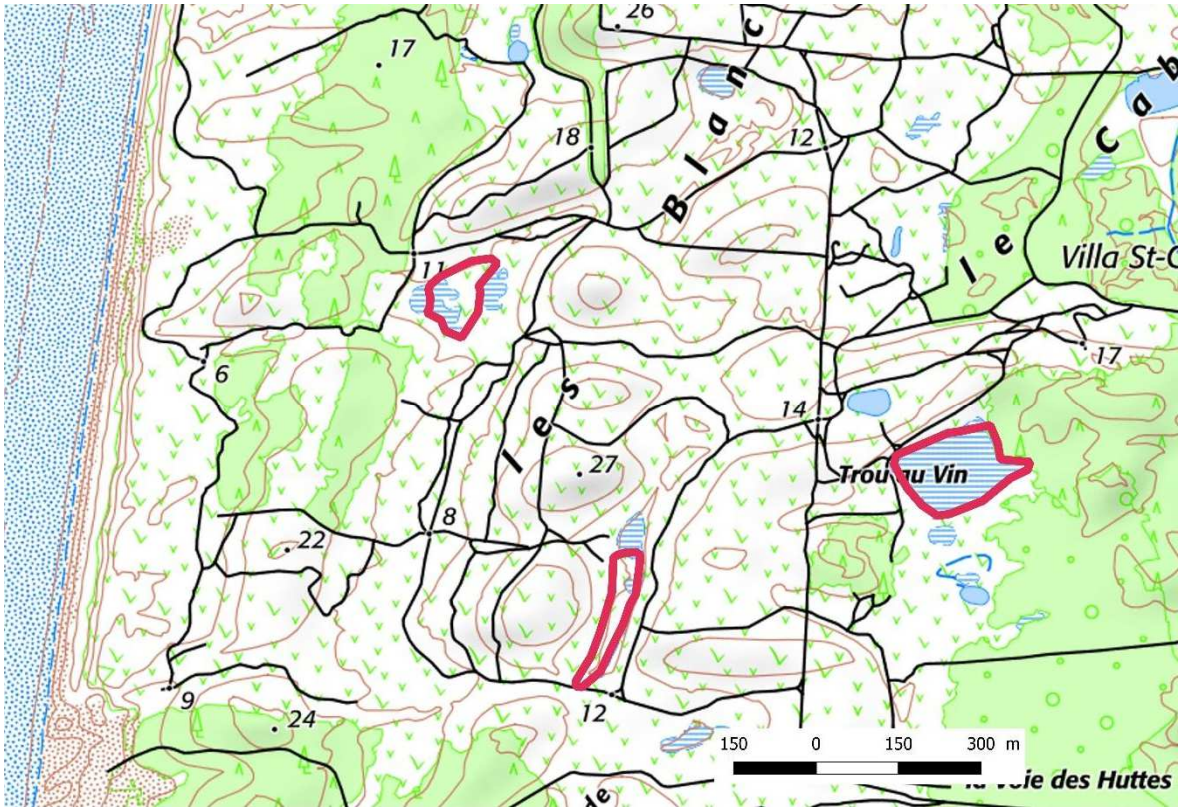


Figure 23 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique de panne dunaire. Fond de carte : SCAN 25®.

Côtier

Les zones humides côtières sont sur des plateaux qui sont étroits le long des rivages attenant de la mer ou de l'océan mais qui peuvent aussi être étendus sur plusieurs kilomètres de large (constituant parfois des zones de marais fortement artificialisés par un réseau de canaux et fossés). La mer et l'océan sont alors souvent identifiés comme des masses d'eau côtières. Elles sont sous l'influence des fluctuations de la marée, de la remontée du biseau salé ou encore des submersions en période de tempête. Les précipitations ou les écoulements souterrains constituent également des sources d'alimentation en eau. L'influence des flux marins peut sensiblement varier en intensité selon le contexte écologique comparé aux flux provenant des ruissellements et des précipitations. Les zones humides côtières peuvent être inondées durant les épisodes météorologiques extrêmes comme les tempêtes. Elles peuvent parfois s'assécher durant des périodes relativement longues en conditions « naturelles ». Les zones humides côtières perdent l'eau par ruissellement et par évapotranspiration. Un site présentant des aménagements anthropiques qui restreignent l'influence marine (par ex. polder, canaux, secteur drainé) est malgré tout considéré comme côtier. Les schorres sont des exemples courants de zones humides côtières. Les sites dans un système hydrogéomorphologique côtier n'ont pas de zone contributive délimitée avec cette méthode car la complexité des relations entre flux hydriques d'origines marine et continentale ne permet pas de délimiter une zone contributive pertinente.

Adaptation des définitions proposées par Smith *et al.* (1995) et Brinson (2009) : il est précisé que les zones humides poldérisées en secteur côtier sont bien incluses dans ce système. Il est précisé qu'il n'y a pas de zone contributive délimitée pour un site dans ce système hydrogéomorphologique. Les systèmes hydrogéomorphologiques spécifique au littoral sont plus détaillés ici (en dissociant estuarien, côtier, panne dunaire, péri-lagunaire, source et suintement) que dans les références suscitées.

Informations le plus souvent caractéristiques de ce système sur les SCAN 25® : le site est dans un relief plat (courbes de niveau relativement espacées comparé aux versants proches et souvent « parallèles » au rivage) et il est le long d'un rivage attenant à la mer ou à l'océan.

→ Voir illustration de zones humides côtières sur la Figure ci-après.

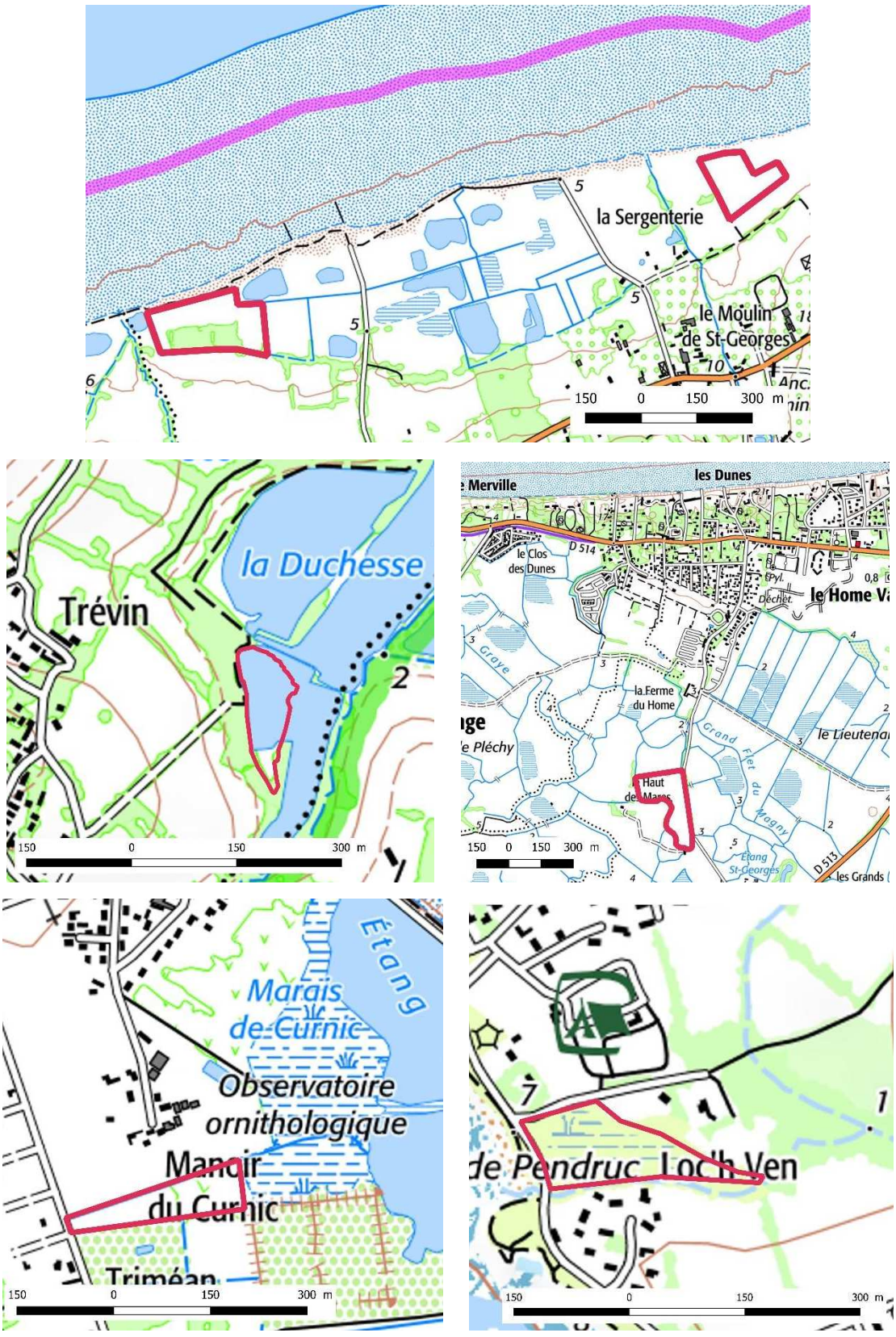


Figure 24 : Exemples de sites (polygones au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique côtier. Fond de carte : SCAN 25®.

Smith *et al*. (1995) proposent une clef de détermination pour identifier les systèmes hydrogéomorphologiques. **Suite aux tests réalisés consécutivement en 2014, 2015, 2017 et 2018[29], la clef a été adaptée et modifiée afin de la rendre plus opérationnelle (Figure ci-après). En complément de cette clef très générale, il est nécessaire pour l'observateur de vérifier que le système défini par le biais de cette clef correspond bien à la description fournie dans l'Encadré correspondant (partie précédente).**

[29] La révision des critères pour identifier les systèmes hydrogéomorphologiques peut expliquer des écarts entre l'attribution d'un système hydrogéomorphologique dans les rapports qui accompagnent la conception de la méthode et les critères proposées dans cette version finale.

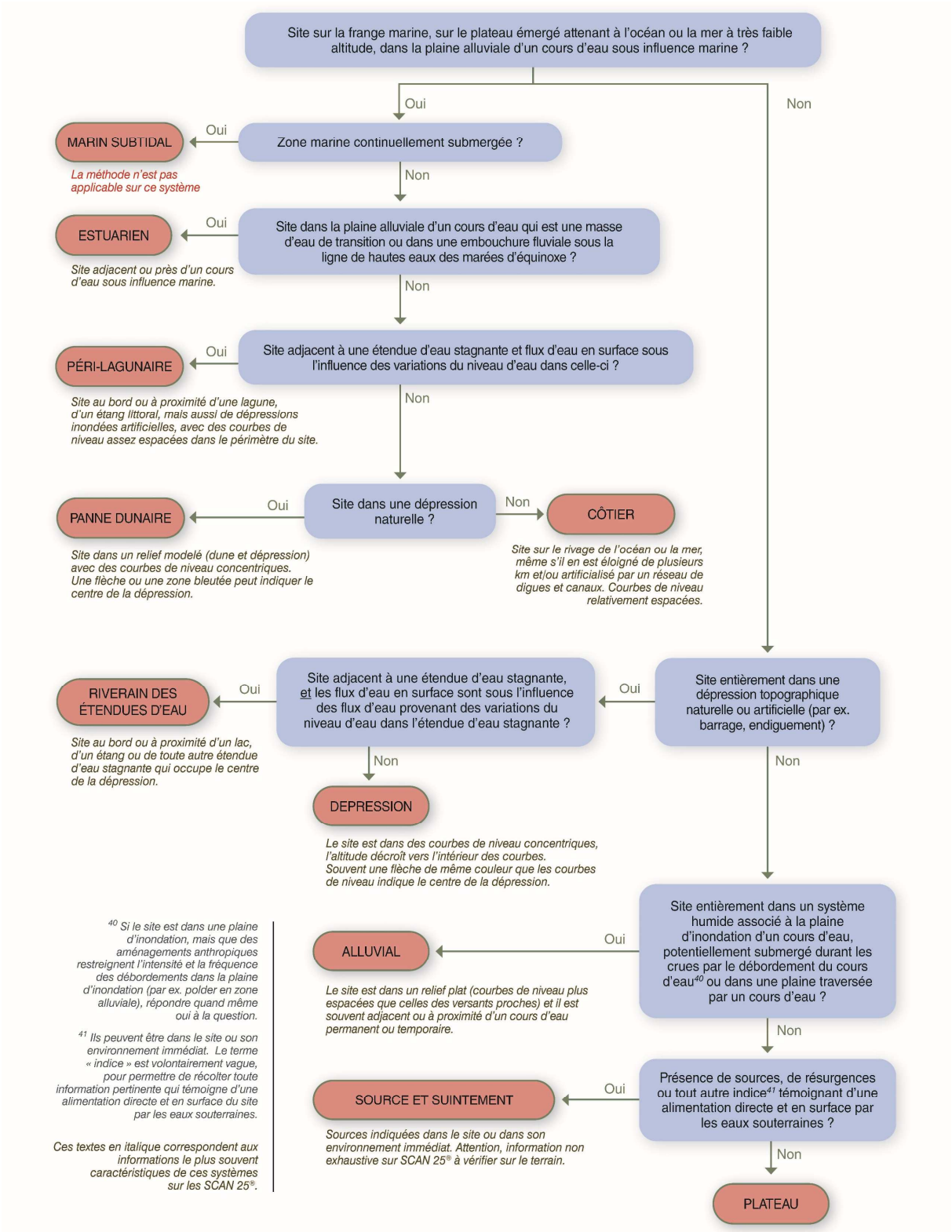


Figure 25 : Clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques (adaptée de Smith *et al.* 1995, remise en forme et complétée).

Les systèmes hydrogéomorphologiques permettent d'identifier des sites avec une configuration géomorphologique, une source d'alimentation en eau et une hydrodynamique similaire. **Il convient tout de même de mentionner comme limite à cette classification que les zones humides ont des fonctionnements extrêmement complexes et que pour certains sites, il peut s'avérer difficile de les classer dans un système hydrogéomorphologique. Cette limite reste toutefois inhérente à tout système de classification.**

En complément de l'identification des systèmes hydrogéomorphologiques, le cours d'eau, l'étendue d'eau, la lagune ou l'estuaire auxquels sont respectivement associés un site dans un système hydrogéomorphologique alluvial, riverain des étendues d'eau, péri-lagunaire ou estuarien doivent être identifiés dans le diagnostic de contexte de site.

IV.3.1.3. Précautions à prendre pour la délimitation des sites et cas exceptionnels

Les contours des sites doivent impérativement être fixés de telle sorte que le site n'appartienne qu'à un seul système hydrogéomorphologique. Il s'agit d'une précaution importante à respecter. En effet, il ne paraît pas judicieux de regrouper à l'intérieur d'un même site des fonctionnements complètement différents. Ainsi, si plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques sont contigus dans un site, il y a lieu d'identifier autant de sites qu'il y a de systèmes hydrogéomorphologiques disjoints (Figure ci-après). Chaque unité spatiale disjointe qui correspond à un système hydrogéomorphologique devient alors un site à part entière.

Exceptionnellement, plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques peuvent être présents dans une même unité spatiale, sans qu'il soit possible de dissocier un site par système. Le site appartient alors à plusieurs systèmes hydrogéomorphologiques (système mixte). **La description des systèmes hydrogéomorphologiques (Encadré ci-avant) donne des indications sur quelques systèmes mixtes possibles.** C'est par exemple le cas pour les sites qui sont à la fois dans la zone de submersion d'un lac et d'un cours d'eau (par ex. zone de confluence d'une rivière avec un lac) ou lorsqu'un fleuve traverse une dépression dans un cordon dunaire. Dans ce cas, le site appartient aux systèmes hydrogéomorphologiques alluvial-riverain des étendues d'eau ou alluvial et de panne dunaire respectivement (Figure ci-après). Il convient de noter que toutes les combinaisons de systèmes hydrogéomorphologiques mixtes ne sont pas possibles. Il paraît par exemple invraisemblable de rencontrer un système mixte de plateau et alluvial.



Figure 26: Exemple de sites contigus (polygones au contour rouge sans trame de fond). Au départ, ces deux sites constituaient un seul site. Les prospections de terrain ont permis d'identifier deux systèmes hydrogéomorphologiques contigus, ce qui a induit l'identification de deux sites contigus.
Le site qui ceinture immédiatement l'étang est dans un système hydrogéomorphologique riverain des étendues d'eau. Il est influencé par le flux d'eau en surface provenant des variations de niveau d'eau de l'étang. Le second site est dans un système hydrogéomorphologique de plateau, puisqu'il n'est pas soumis au flux d'eau en surface provenant des variations de niveau d'eau de l'étang.



Figure 27 : Exemple de site (polygone au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique mixte (alluvial-riverain des étendues d'eau ; ici à l'embouchure de la Dranse au niveau du lac Léman).

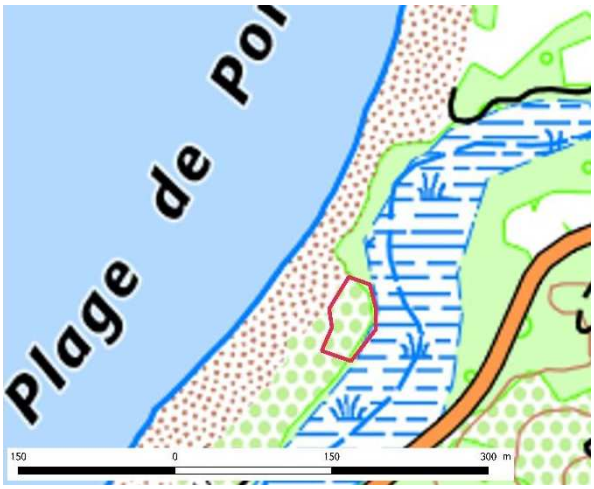


Figure 28 : Exemple de site (polygone au contour rouge sans trame de fond) dans un système hydrogéomorphologique mixte (alluvial-panne dunaire ; ici en Corse du Sud).

IV.3.2. Les habitats

En identifiant les habitats dans le site, il est considéré que les communautés végétales intègrent d'autres paramètres biotiques et abiotiques dans le site et qu'elles traduisent la réalisation des fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces dans leur ensemble.

Il s'agit ici de décrire les habitats présents dans le site au sens de la nomenclature EUNIS (source : Davies *et al.* 2004) en estimant la proportion du site occupée par chaque habitat. Le support utilisé pour identifier les habitats dans le site est principalement la BD ORTHO® la plus récente disponible, complété ensuite par des vérifications et corrections sur le terrain. Étant donné que des enjeux différents peuvent être appréhendés sur un site selon la surface minimale cartographiable choisie (Annexe 9) et que cela affecte la description de l'hétérogénéité spatiale (voir Wiens 1989), l'observateur devra choisir une surface minimale cartographiable pour détecter la présence d'un habitat cohérente avec la superficie du site : 15 625 m², 2 500 m², 625 m² ou 156 m². À titre d'information, durant les tests réalisés sur les prototypes de méthode en 2015, les observateurs ont majoritairement utilisé comme surface minimale cartographiable de 2 500 m². En raison des avantages et inconvénients associés à ce seuil (Annexe 9) et des impératifs à respecter pour la conception de la méthode (section I.6), il est préconisé d'utiliser cette surface minimale cartographiable. Mais il reste possible d'utiliser un des trois autres seuils durant l'application de la méthode. Une surface minimale cartographiable de 2 500 m² est donc préconisée ; mais sur les sites avec des enjeux « espèces protégés », « habitats d'intérêt communautaires »… la surface minimale cartographiable est souvent plus faible (625 m² voire 156 m²). **La surface minimale cartographiable choisie doit être la même sur le site impacté et le site de compensation.**

Bien que la nomenclature CORINE biotopes de Bissardon *et al.* (2003) et le prodrome des végétations de France de Bardat *et al.* (2004) aient une portée réglementaire pour désigner les habitats dits humides (voir arrêté du 24 juin 2008) et soient éventuellement utilisés dans les dossiers police de l'eau, l'utilisation de la nomenclature EUNIS est préférée dans cette méthode. En effet, la nomenclature EUNIS remplace CORINE Biotopes au niveau européen et s'avère plus pratique et accessible pour un public non spécialiste. Elle contient des clefs de détermination pratiques pour identifier les habitats EUNIS niveaux 1, 2 et 3 qui sont dans l'immense majorité des cas très accessibles à un public non spécialiste. Dans cette nomenclature, les habitats EUNIS niveau 1 sont les groupements d'habitats les moins précis et les habitats EUNIS niveaux 2, 3… sont des groupements d'habitats de plus en plus détaillés. **La dénomination des habitats au-delà du niveau EUNIS niveau 3 (c'est-à-dire au niveau 4, 5…) semble requérir souvent l'expertise d'un spécialiste (pas de clefs de détermination et critères botaniques plus complexes). Par conséquent, l'observateur décrira les habitats au niveau EUNIS niveau 3.** La seule exception porte sur l'habitat EUNIS niveau 3 « **A2.5** Marais salés côtiers et roselières salines » qui est décrit au niveau EUNIS niveau 4. Concernant cet habitat seul, le niveau EUNIS niveau 3 paraît trop grossier et il s'agit d'ailleurs du seul habitat EUNIS niveau 3 pour lequel Davis *et al.* (2004) fournit une clef de détermination des habitats EUNIS niveau 4.

Parfois, l'identification des habitats EUNIS niveau 3 peut être complexe, mais ces cas sont relativement rares. Ainsi, même s'il n'y a pas de description des habitats dans le dossier police de l'eau, l'observateur peut sans difficulté majeure déterminer les habitats EUNIS niveau 3 présents dans le site. À noter que dans le cadre d'un dossier police de l'eau, les cartographies des habitats avec la nomenclature CORINE biotopes peuvent être utilisées pour décrire les habitats EUNIS puisqu'une correspondance réciproque entre ces nomenclatures est disponible sur le site de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel du Muséum National d'Histoire Naturel[30].

Dans le cadre de ce projet, les clefs EUNIS niveau 1 et 2 ont été remises en forme sur la base des traductions faites par Louvel *et al.* (2013a) et Bajjouk *et al*. (2015a, 2015b) de Davies *et al.* (2004) pour améliorer leur praticité sur le terrain. Certaines clefs EUNIS niveau 3 (et une clef EUNIS niveau 4, voir ci-avant) ont été traduites et remises en forme à partir de la source originale : Davies *et al.* (2004). Les habitats « **X** Complexes d'habitats » ne sont pas pris en compte en tant que tels dans la méthode (ils regroupent des habitats extrêmement variés, ne disposent pas de clef de détermination et semblent peu pertinents pour l'évaluation d'un site). De plus, la nécessité de dénommer des habitats comme des « **X** Complexes d'habitats » n'a pas été ressentie par les observateurs durant les tests des prototypes de 2014 et 2015.

Vérifier que les habitats sur le site impacté avant impact et sur le site de compensation après action écologique sont similaires dans le diagnostic du contexte, constitue une garantie que la comparaison des fonctions se fait globalement sur des écosystèmes aux propriétés similaires et où les fonctions sont effectivement comparables. Cette vérification est laissée à l'appréciation des parties prenantes intervenant dans le cadre de l'instruction de dossiers police de l'eau. Ces derniers veilleront à éviter l'apparition de déséquilibres flagrants. Il sera également nécessaire de veiller à ce que les règles appliquées aux deux sites pour la description des habitats soient communes (mêmes surfaces minimales cartographiables).

La capacité de retrouver sur un site de compensation, les habitats perdus sur le site impacté varie fortement selon les types d'habitats impactés. Il existe donc des habitats pour lesquels il est peu vraisemblable que des actions écologiques permettent de restaurer les habitats impactés (par ex. écosystèmes tourbeux) ou sur le très long terme. Dans de tels cas, le diagnostic de contexte soulignera que les habitats sur le site avant impact et sur le site de compensation après action écologique ne correspondent pas. Le projet pourra dès lors être refusé par l'autorité administrative lorsque les dégradations identifiées apparaissent comme difficilement compensables (voir lignes directrices dans CGDD et DEB 2013).

Une exception notable à cette règle de similarité des habitats détruits *vs.* compensés pour appliquer la méthode et comparer leurs fonctions, concerne les habitats avec une forte empreinte anthropique. Ces habitats sont principalement, mais pas seulement, certains habitats appartenant aux habitats « I Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment

[30] http://inpn.mnhn.fr

cultivés » et « J Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels ». En effet, certains de ces habitats sont considérés en général comme des habitats où les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces sont le plus souvent extrêmement réduites (Mitsch et Gosselink 2007).

V. L'interface de dimensionnement

Consultez le rapport (Gayet *et al.* 2023b) pour connaître en détails l'interface de dimensionnement.

Consultez également les rapports (Gayet *et al.* 2023c, 2023d) pour connaître en détails les référentiels que mobilisent l'interface de dimensionnement.

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour savoir comment utiliser l'interface de dimensionnement pour que les parties prenantes attribuent un ratio fonctionnel au projet d'aménagement (voir partie A. La méthode).

Les parties prenantes utilisent une interface de dimensionnement (publiée dans Gayet *et al.* 2023b) pour définir le ratio fonctionnel attribué à un projet d'aménagement. Ce ratio fonctionnel est un facteur d'ajustement du dimensionnement selon la faisabilité technique de la mesure de compensation, le délai pour obtenir son résultat et selon son environnement (Figure ci-après). L'interface de dimensionnement utilise les informations relevées sur le site de compensation pour définir le ratio fonctionnel. Elle s'apparente aux approches d'équivalence entre « écarts d'états des milieux » (au sens de Truchon *et al.* 2020) car elle multiplie le ratio fonctionnel à l'intensité des pertes avant de les comparer aux gains. Ce n'est pas une méthode de dimensionnement qui calcule une « quantité » à compenser avec des ratios prédéfinis pour atteindre l'équivalence.



Figure 29 : Intervention du ratio fonctionnel pour évaluer l'équivalence fonctionnelle. Il y a équivalence fonctionnelle, si la perte multipliée par le ratio fonctionnel est inférieure ou égale au gain.

Le ratio fonctionnel diffère du ratio surfacique préconisé par ex. par un SDAGE et/ou un SAGE actuel. Les deux ratios ne se substituent pas l'un à l'autre.

En pratique, concernant le ratio fonctionnel il s'agit de vérifier que le dimensionnement de la compensation est satisfaisant au regard des caractéristiques de l'action écologique prévue. Par ex. étant donné la mesure de compensation proposée, les parties prenantes ont attribué un ratio fonctionnel de 1,5 pour 1 au projet d'aménagement en tenant compte de sa faisabilité technique et du délai pour obtenir des gains au moins égaux aux pertes. Il doit être envisagé que les gains soit au moins égaux à 1,5 fois l'intensité des pertes pour obtenir une équivalence fonctionnelle.

L'interface de dimensionnement permet d'évaluer le respect des principes de proportionnalité, de faisabilité, de proximité temporelle et d'efficacité régissant la mise en œuvre de la séquence ERC (Encadré ci-après).

Encadré 3 : Principes édictés dans le code de l'environnement évalués avec l'interface de dimensionnement.

L'interface de dimensionnement permet de vérifier les principes suivants de la séquence ERC :

- la proportionnalité : le niveau de détail des informations attendues dans un dossier doit être adapté aux enjeux associés aux milieux naturels, espèces ou fonctions affectés par le projet ; au projet et à ses incidences prévisibles sur ces milieux espèces ou fonctions (nature, intensité et étendue des impacts engendrés) ;

- la faisabilité : le génie écologique doit être éprouvé et techniquement faisable sur les sites de compensation retenus ;

- la proximité temporelle et fonctionnelle : une mesure de compensation doit être effective rapidement, afin de prévenir les dommages et notamment d'éviter tout dommage irréversible ;

- l'efficacité : les mesures de compensation doivent être assorties d'objectifs de moyen et de résultat exprimés de manière claire, précise et contrôlable. Les actions écologiques et le programme de gestion conservatoire envisagés sur le site de compensation doivent permettre d'atteindre les objectifs écologiques visés par la compensation. Ces actions et programmes doivent être suivis dans le temps et ajustés/complétés si besoin au fil du temps au regard des résultats obtenus.

VI. Diagnostic fonctionnel du site

Le diagnostic fonctionnel du site permet d'évaluer sa prédisposition probable à réaliser 12 sous-fonctions au regard des éléments relevés sur le site et dans son environnement. Il fournit les éléments de réponse à la principale question sur laquelle repose la méthode, à savoir l'identification d'une équivalence fonctionnelle vraisemblable à l'issue de la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser ».

Le diagnostic fonctionnel permet de justifier le respect des principes d'équivalence, d'efficacité et de plus-value écologique régissant la mise en œuvre de la séquence ERC (Encadré ci-après).

Encadré 4 : Principes édictés dans le code de l'environnement évalués avec le diagnostic fonctionnel.

Le diagnostic fonctionnel permet de vérifier les principes suivants de la séquence ERC :

- l'équivalence : la réparation des impacts résiduels significatifs du projet sur les espèces, les habitats et les fonctions doit intervenir « en nature ». L'équivalence qualitative réside dans une mesure de compensation qui doit cibler les mêmes composantes que celles détruites, dégradées ou altérées. L'équivalence quantitative réside dans une mesure de compensation qui doit engendrer un « gain » de biodiversité au moins équivalent aux « pertes » ;

- l'efficacité : les mesures de compensation doivent être assorties d'objectifs de moyen et de résultat exprimés de manière claire, précise et contrôlable. Les actions écologiques et le programme de gestion conservatoire envisagés sur le site de compensation doivent permettre d'atteindre les objectifs écologiques visés par la compensation. Ces actions et programmes doivent être suivis dans le temps et ajustés/complétés si besoin au fil du temps au regard des résultats obtenus ;

- la plus-value écologique : une mesure de compensation doit générer un gain écologique qui n'aurait pas pu être atteint sans elle. Ce gain dépend de la nature, de l'intensité et de la durée des travaux de génie écologique et du programme de gestion conservatoire envisagés.

VI.1. Les indicateurs

VI.1.1. Définition

VI.1.1.1. Le paramètre

Un paramètre est une propriété de l'écosystème qui contribue à en apprécier les caractéristiques et/ou la qualité et/ou l'aptitude à des fonctions. Le paramètre se décline en deux types : quantitatif et qualitatif. Il peut être physique, chimique, environnemental, microbiologique et hydrobiologique. Le paramètre est mesurable dans ou en dehors du site, reflétant le caractère distinctif d'une ou plusieurs sous-fonctions. La variation de grandeur d'un paramètre le long d'un axe de mesure traduit le niveau de réalisation probable d'une sous-fonction. Cette définition est proche de celle de Bartoldus (1994) à savoir, une caractéristique physique, chimique ou biologique de la zone humide ou du paysage qui influence de manière déterminante la capacité d'une zone humide à réaliser une fonction. Elle est également proche de la définition des variables de contrôle utilisées par Maltby (2009) ou de la définition des prédicteurs utilisés dans la « *Wetlands Evaluation Technique* » d'Adamus *et al.* (1991). Dans certains cas, il est possible que l'ordre de grandeur d'un paramètre soit corrélé positivement à une sous-fonction alors qu'il est négativement corrélé à l'intensité d'une autre sous-fonction.

En raison des impératifs imposés pour concevoir la méthode (voir section I.6), les principales conditions pratiques à remplir pour qu'un paramètre soit inclus dans la méthode sont listées ci-dessous :

- **L'observateur n'a pas besoin de connaissance préalable sur le site pour relever le paramètre.** Par exemple, l'estimation de la fréquence moyenne des inondations sur le site (par ex. annuelle, tous les 2 ans, tous les 10 ans) nécessiterait que l'observateur connaisse le site ou qu'il dispose d'un document qui renseigne cette information à l'échelle nationale. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Aucun recours systématique au propriétaire ou au gestionnaire du site ne doit être nécessaire pour renseigner un paramètre.** Par exemple, renseigner les amendements annuels, la date de fauche sur un site nécessite de contacter les usagers du site. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Une appréciation éminemment subjective de la part de l'observateur pour renseigner un paramètre ne doit pas être requise**. Par exemple, apprécier le modelé topographique d'un site fait appel à un jugement avec une part de subjectivité importante. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.
- **Des équipements lourds, des mesures chronophages ou trop onéreuses ne doivent pas être requis pour renseigner un paramètre (par ex. mesure de la pente).**
- **Il doit être possible d'entrevoir une plus-value sur un site durant des actions écologiques.** Par exemple, l'altitude d'un site et les conditions thermiques qui en dépendent ont des effets sur la dénitrification ou la séquestration du carbone. Cependant, il n'est pas possible d'affecter ce paramètre durant des actions écologiques. Ce type d'information ne peut donc pas être exploité dans la méthode.

- **Un paramètre doit être discriminant entre des sites dans un contexte similaire (section IV).** Par exemple, les pressions anthropiques dans la zone contributive de sites alluviaux appartenant à une même masse d'eau « cours d'eau » et associé à un cours d'eau avec un rang de Strahler élevé sont vraisemblablement peu discriminantes entre des sites. Les paramètres décrivant les pressions anthropiques dans la zone contributive de tels sites ne peuvent donc pas être pris en compte.

Le paramètre constitue l'information de base sur laquelle repose un indicateur.

VI.1.1.2. L'indicateur

Le terme indicateur est souvent employé à l'interface entre la recherche et les domaines techniques mais doit être défini pour éviter toute confusion (Heink et Kowarik 2010). Selon Nielsen et Jørgensen (2013), un indicateur peut être utilisé quand une information spatio-temporelle isolée existe, signifiant des changements observables dans des systèmes, sans pour autant indiquer la cause directionnelle associée. Par exemple, si les types d'habitats changent à l'intérieur d'un site, un indicateur pourra l'indiquer ; mais il n'indiquera pas la cause de ce changement (changement de pratiques agricoles dans le site, inondations plus fréquentes, invasion biologique…). Indirectement, les variations observées sur la valeur des indicateurs permettent d'identifier si les changements dans le système s'opèrent. Dans leur revue, Heink et Kowarik (2010) proposent la définition de l'*Organisation for Economic Co-Operation Development* (2003 dans Heink et Kowarik 2010) pour les indicateurs en écologie et en planification environnementale. **Selon cette définition, qui est celle adoptée pour la méthode, un indicateur est *« une composante ou une mesure de phénomènes environnementaux pertinents utilisés pour décrire ou évaluer les conditions environnementales, les changements ou pour atteindre des objectifs environnementaux. Les phénomènes environnementaux pertinents sont des pressions, des états ou des réponses ».*** À noter que cette définition peut différer de celle utilisée dans d'autres méthodes comme dans l'approche hydrogéomorphologique de Smith *et al.* (1995).

Dans cette méthode, chaque indicateur est :

- **simple** (un indicateur = un seul paramètre), par opposition à des indicateurs composites qui résultent de la combinaison de plusieurs paramètres (voir Girardin *et al.* 1999 dans Bockstaller et Girardin 2003). Les indicateurs simples sont préférés dans cette méthode car leur interprétation est plus facile.
- **descriptif et normatif** (au sens d'Heink et Kowarik 2010). Il permet d'identifier les changements environnementaux (descriptif). Il permet également de vérifier si les objectifs visés en termes d'équivalence fonctionnelle sont bel et bien atteints à l'issue des actions écologiques mises en œuvre dans le cadre de la compensation (normatif).

Un récapitulatif est proposé ci-après pour synthétiser et illustrer à partir de quelques exemples la relation entre les zones prises en compte pour l'évaluation, les sous-fonctions, les paramètres et les indicateurs (Tableau et Figure ci-après).

Tableau 3 : Récapitulatif sur la définition de sous-fonction, de paramètre et d'indicateur (issu de Gayet *et al*. 2023a).

	Sous-fonction	Paramètre	Indicateur
En bref	Le phénomène physique, biogéochimique et/ou biologique à l'œuvre.	Le critère mesurable qui révèle le phénomène.	La valeur de la mesure sur le paramètre en question.
Définition	Enchaînements ordonnés de phénomènes physiques, biogéochimiques et/ou biologiques, se déroulant dans ou en dehors du site ; et qui aboutissent à des faits constatables dans le site.	Tout critère mesurable dans et en dehors du site, reflétant le caractère distinctif d'une ou plusieurs fonctions et dont la variation de grandeur le long d'un axe de mesure traduit leur réalisation probable dans le site.	Composante ou mesure de phénomènes environnementaux pertinents utilisés pour décrire ou évaluer les conditions environnementales, les changements ou pour atteindre des objectifs environnementaux.

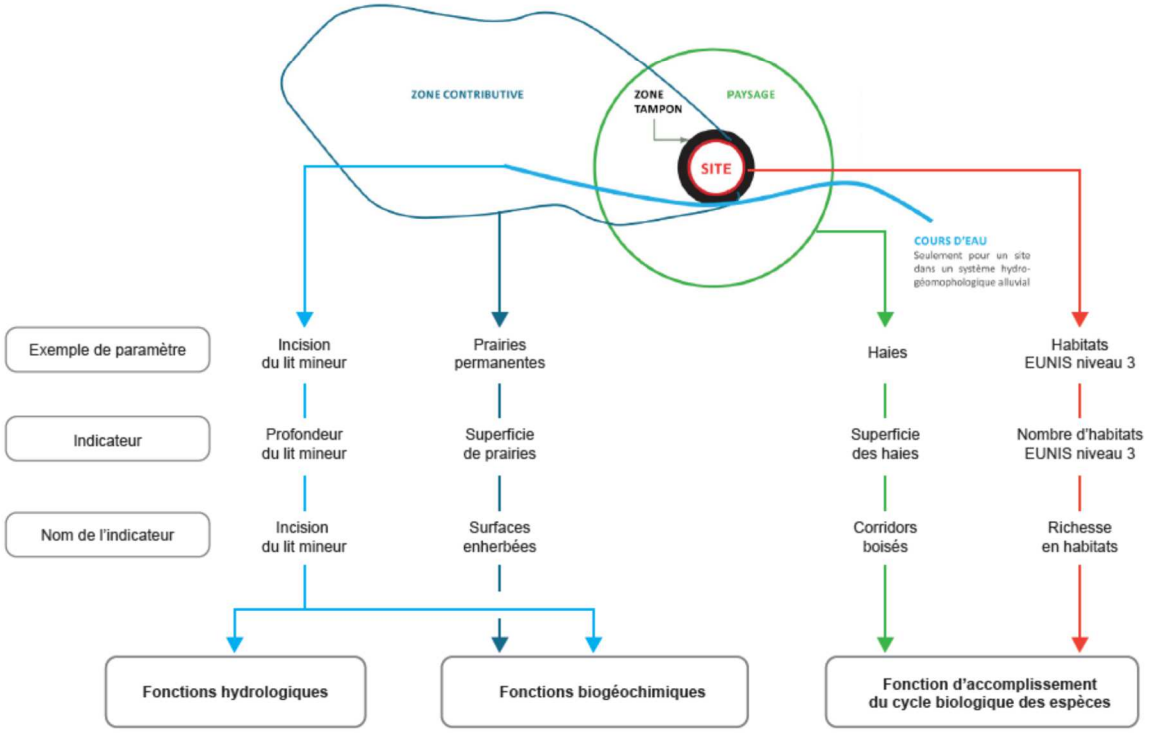


Figure 30 : Exemples de paramètres et d'indicateurs mesurés selon les zones et renseignant les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et d'accomplissement du cycle biologique des espèces (issue de Gayet *et al*. 2023a).

VI.1.2. Les deux types d'indicateurs

VI.1.2.1. Indicateurs dans le site et notions de capacité fonctionnelle relative et absolue

L'intensité probable d'une sous-fonction dans un site indépendamment de sa superficie est appelée « capacité fonctionnelle relative » du site (CAP_{REL}). Cette CAP_{REL} est évaluée grâce aux indicateurs associés à cette sous-fonction. La valeur de chaque indicateur qui renseigne la CAP_{REL} est comprise entre [0 - 1]. La valeur de 0 signifie que le paramètre associé à l'indicateur est inexistant (capacité fonctionnelle absente, intensité de la sous-fonction nulle au regard de l'indicateur) et la valeur de 1 signifie que le paramètre est à un niveau maximal (capacité fonctionnelle maximale, intensité de la sous-fonction maximale au regard de l'indicateur). Plus la valeur de l'indicateur tend vers 1, plus le paramètre est élevé (capacité croissante). **Ainsi, plus un indicateur mesuré dans le site a une valeur élevée, plus l'intensité relative de la sous-fonction associée est vraisemblablement importante dans le site.**

La réalisation des sous-fonctions dépend souvent de la superficie sur laquelle elles sont réalisées. Elle croît généralement avec la superficie que ce soit pour les fonctions hydrologiques (par ex. flux hydriques en général (Forman et Godron 1981), écrêtement des crues (Agence de l'eau RM&C 2007), les fonctions biogéochimiques (par ex. flux de nutriments (Forman et Godron 1981), dépendance de la rétention des nutriments selon la superficie de la zone humide comparativement à sa zone contributive (Woltemade 2000) qui peut aussi être influencée par la longueur d'interface de la zone tampon qui intercepte les flux entrants (Fustec et Lefeuvre 2000)) ou encore les fonctions d'accomplissement du cycle biologique des espèces (par ex. productivité (Forman et Godron 1981), taux d'extinction (Forman 1995), risque d'invasion biologique (Hilty *et al.* 2006), richesse spécifique (Peintinger *et al.* 2003, Houlahan *et al.* 2006), morphologie (Hooftman *et al.* 2003), structure des communautés (Celada et Bogliani 1993) ; voir aussi (Oertli *et al.* 2002) pour une discussion sur les effets contrastés de la superficie). **L'intensité probable d'une sous-fonction dans un site en tenant compte de la CAP_{REL} et de la superficie du site est appelée « capacité fonctionnelle absolue » du site (CAP_{ABS}). La CAP_{ABS} d'un site est évaluée grâce aux indicateurs associés à la sous-fonction. La valeur de chaque indicateur qui renseigne la CAP_{ABS} est comprise entre [0 - +∞] et elle est calculée ainsi :**

$$\text{CAP}_{ABS} \text{ dans le site selon l'indicateur A} = \text{CAP}_{REL} \text{ dans le site selon l'indicateur A} \times \text{Superficie du site en ha}$$

Exceptionnellement, la CAP_{ABS} d'un site peut être évaluée avec un indicateur qui ne se rapporte pas à la superficie du site. Ces cas sont rares. C'est notamment le cas de l'indicateur en rapport avec la longueur de berges végétalisées sur un site dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Dans ce cas, la CAP_{ABS} au vu de cet indicateur est évaluée ainsi :

$$\text{CAP}_{ABS} \text{ dans le site selon l'indicateur B} = \text{CAP}_{REL} \text{ dans le site selon l'indicateur B} \times \text{Longueur de berges mesurée sur le site en km}$$

Plus un indicateur mesuré dans le site a une valeur élevée et plus la superficie du site est importante, plus l'intensité absolue de la sous-fonction associée est vraisemblablement importante dans le site au regard de cet indicateur.

Notez que lorsque l'incidence d'un aménagement sur un site est telle qu'il perd totalement son caractère de zone humide (au sens défini dans cette méthode, la superficie du site est alors de 0 ha), alors la valeur de tous les indicateurs est de 0.

VI.1.2.2. Indicateurs dans l'environnement du site et notions d'opportunité fonctionnelle relative et absolue

Selon les caractéristiques de l'environnement du site (zone contributive, zone tampon, paysage et éventuellement cours d'eau associé) le site aura une opportunité plus ou moins importante d'accomplir certaines sous-fonctions. Cette notion d'opportunité est proche de celle employée par Adamus *et al.* (1991) dans la « *Wetlands Evaluation Technique* ». **L'opportunité est évaluée grâce aux indicateurs mesurés dans l'environnement du site. Chaque indicateur mesuré dans l'environnement du site est associé à une opportunité pour le site d'accomplir une ou plusieurs sous-fonctions. Par exemple, si un site a une zone contributive occupée par de grandes surfaces de champs cultivés intensivement, l'opportunité de dénitrifier les nitrates sera très forte. Il est possible de mesurer l'opportunité fonctionnelle relative (OPP_{REL}) lorsque la valeur de l'indicateur est indépendante de la superficie où il a été mesuré. La valeur de chaque indicateur qui renseigne l'OPP_{REL} est donc comprise entre [0 - 1].**

L'opportunité fonctionnelle absolue pour le site (OPP_{ABS}) tient compte de l'OPP_{REL} et de l'étendue spatiale où l'indicateur a été mesuré (superficie de la zone contributive, de la zone tampon et du paysage). Il n'y a pas d'indicateur qui permette de mesurer une OPP_{ABS} sur le cours d'eau puisqu'une superficie ne peut pas être mesurée avec cette méthode. **L'OPP_{ABS} est comprise entre [0 - +∞] et elle est calculée ainsi :**

OPP_{ABS} pour le site selon l'indicateur C mesuré dans la zone contributive	=	OPP_{REL} pour le site selon l'indicateur C	×	Superficie de la zone contributive en ha
OPP_{ABS} pour le site selon l'indicateur D mesuré dans le paysage	=	OPP_{REL} pour le site selon l'indicateur D	×	Superficie du paysage en ha
OPP_{ABS} pour le site selon l'indicateur E mesuré dans la zone tampon	=	OPP_{REL} pour le site selon l'indicateur E	×	Superficie de la zone tampon en ha

Plus un indicateur mesuré dans l'environnement du site a une valeur élevée et plus la superficie de la zone à laquelle il est associé sont importantes, plus l'intensité absolue de la sous-fonction associée aura l'opportunité de s'exprimer dans le site au regard de cet indicateur.

VI.1.3. Procédure adoptée pour concevoir un indicateur

La conception d'un indicateur repose sur des étapes successives (Figure ci-après) qui sont présentées dans le détail dans les sections suivantes.

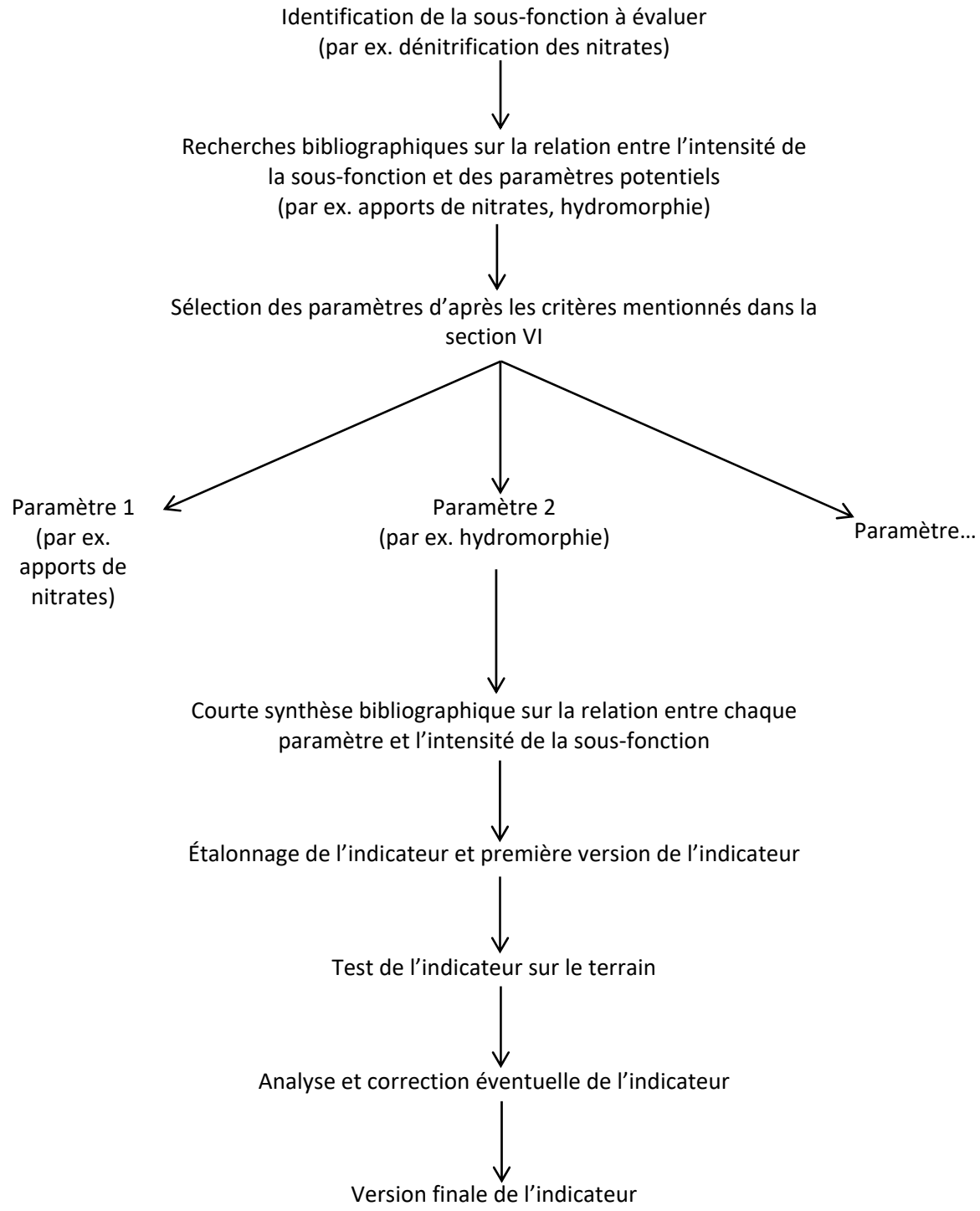


Figure 31 : Principales étapes pour concevoir un indicateur.

VI.1.3.1. L'identification de la sous-fonction à évaluer

La première étape consiste à identifier la sous-fonction d'intérêt. Les facteurs qui influencent l'identification de telle ou telle sous-fonction dépendent vraisemblablement du contexte écologique, politique et social dans lequel l'évaluation des fonctions est réalisée (voir section I.5.2).

VI.1.3.2. La bibliographie et la sélection des paramètres

Des recherches bibliographiques principalement dans des revues à comité de lecture permettent d'identifier la relation entre l'intensité de la sous-fonction et des paramètres potentiels. L'avis d'expert peut également compléter l'identification des paramètres qu'il est pertinent d'inclure. Parmi ces paramètres, ceux retenus doivent remplir les critères listés dans la section VI.

Une courte synthèse bibliographique est ensuite rédigée par paramètre : définition du paramètre, description de sa relation générale avec l'intensité de la sous-fonction et identification des limites de cette relation. Un indicateur peut éventuellement renseigner l'intensité de plusieurs sous-fonctions si des recherches bibliographiques le justifient.

Pour valider les indicateurs durant leur conception, Bockstaller et Girardin (2003) avancent que bien que l'utilité de cette validation soit reconnue, les procédures associées n'existent pas. Dans cette méthode, la synthèse bibliographique des publications dans des revues à comité de lecture permet d'identifier la corrélation entre l'intensité de la sous-fonction et le paramètre dans les zones humides. Elle permet de vérifier qu'un faisceau de connaissances scientifiques convergent pour affirmer que le paramètre témoigne bien en général de l'intensité de la sous-fonction. Cette synthèse bibliographique n'est donc évidemment pas un état de l'art dans un domaine. C'est simplement un état des lieux succinct des connaissances scientifiques qui permet de justifier l'emploi d'un paramètre pour identifier l'intensité d'une sous-fonction par l'intermédiaire d'un indicateur.

VI.1.3.3. Étalonnage de l'indicateur et première version de l'indicateur

Des valeurs sont octroyées à l'indicateur de telle sorte que lorsque la valeur est de 0 la sous-fonction est inexistante au regard de ce seul indicateur et du paramètre associé. Quand la valeur de l'indicateur croît (jusqu'à une valeur maximale de 1), l'intensité de la sous-fonction est de plus en plus importante au regard de ce seul indicateur et du paramètre associé. Plusieurs cas sont possibles pour étalonner un indicateur (Figure ci-après).

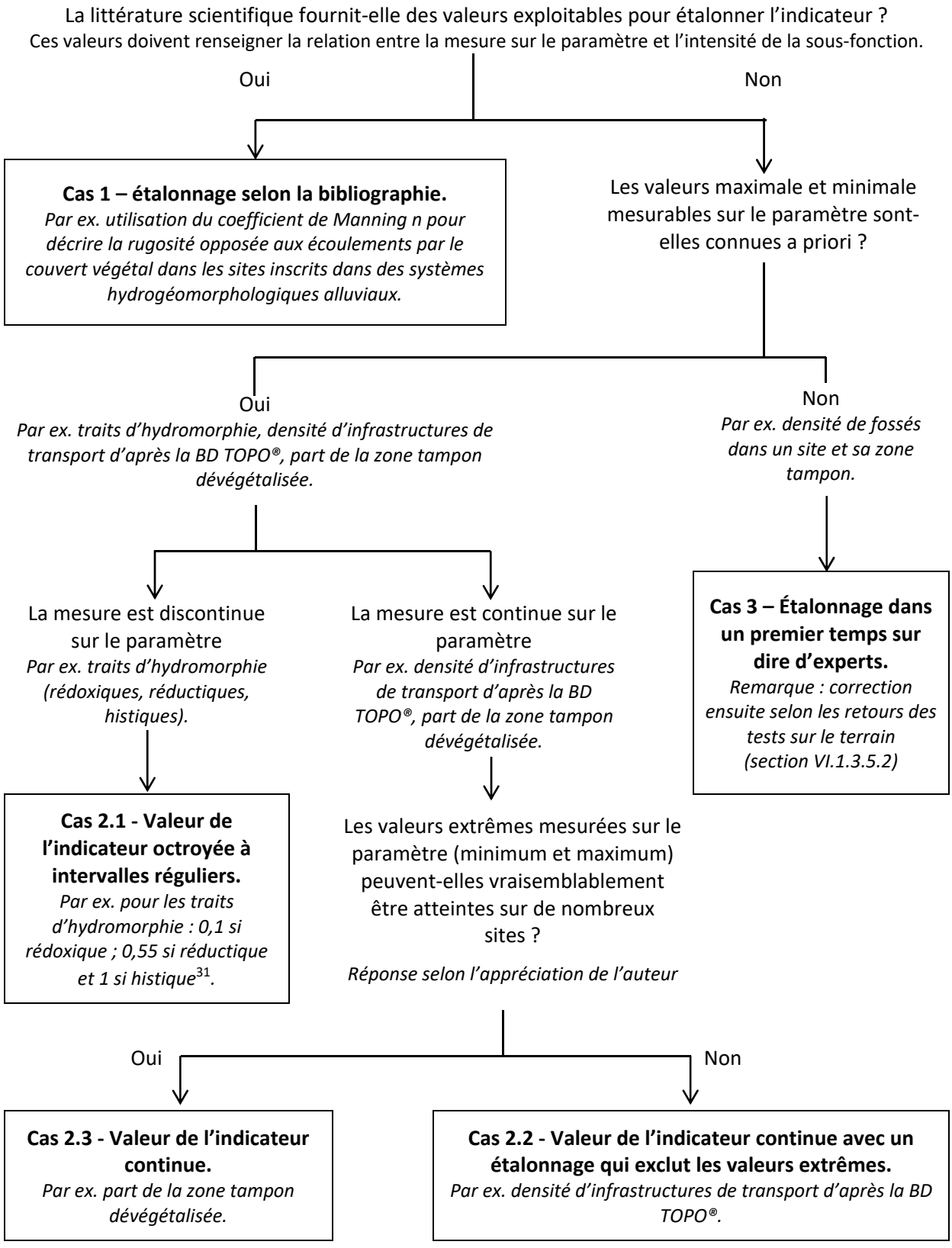


Figure 32 : Recommandations générales pour l'étalonnage des indicateurs. Des écarts à ces recommandations générales sont possibles, ils doivent alors être mentionnés.

[31] La valeur de 0 n'est pas octroyée. Elle signifierait l'absence de fonction vu l'indicateur.

Pour étalonner un indicateur plusieurs cas sont possibles :

- **Cas 1 ou cas idéal – La littérature scientifique fournit des valeurs exploitables pour étalonner l'indicateur.** C'est par exemple le cas du coefficient de Manning *n* pour décrire la rugosité opposée aux écoulements par le couvert végétal dans les sites inscrits dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux. Dans ce cas, l'indicateur est étalonné de telle sorte que la variation de sa valeur suit la même loi de variation que celle proposée dans la littérature scientifique. Il s'agit du cas idéal, mais qui est peu rencontré puisque la bibliographie scientifique fournit rarement des gammes de valeur valables dans des contextes suffisamment variés pour être utilisées.

- **Cas 2 – La littérature scientifique ne fournit pas des valeurs exploitables pour étalonner l'indicateur mais la valeur maximale et minimale mesurable sur le paramètre est connue a priori :**

  - **Cas 2.1 – Si la mesure sur le paramètre est discontinue (par ex. classe), la valeur de l'indicateur sera discontinue avec des valeurs octroyées à intervalles réguliers. La valeur de 0 n'est pas attribuée si l'absence du paramètre n'atteste pas l'absence de la fonction. Dans ce cas la valeur minimale est de 0,1.**

    Par ex. les traits d'hydromorphie présents dans le sol peuvent être histiques, réductiques et rédoxiques. La valeur de l'indicateur sera de 1 pour les sondages pédologiques avec des traits histiques, de 0,55 pour les sondages pédologiques avec des traits réductiques et de 0,1 pour les sondages pédologiques avec des traits rédoxiques. Par exemple, la valeur de 0 n'est pas attribuée car l'absence de traits d'hydromorphie ne signifie pas l'absence d'engorgement (par ex. dans les fluviosols). Cette **valeur** *est modulée dans le site selon la proportion du site où chacun des traits d'hydromorphie est observable.*

  - **Cas 2.2 – Si la mesure du paramètre est continue, qu'elle est mesurée sur un référentiel et qu'il y a lieu d'étalonner l'indicateur en excluant les valeurs extrêmes.** La mesure la plus élevée et la plus faible sur le paramètre sont peu vraisemblables sur de nombreux sites. La valeur de l'indicateur variera de manière continue et monotone. Les mesures extrêmement hautes ou basses sur le paramètre ne seront pas inclues dans l'étalonnage de l'indicateur. La valeur minimale ou maximale de l'indicateur leur sera respectivement attribuée. Les mesures extrêmement hautes ou basses sont identifiées grâce à une analyse sur des graphiques en boîte à moustache (*boxplot*) et en recherchant les valeurs extrêmes (plus de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile). Il convient ainsi de veiller à ce que l'indicateur capture bien la variabilité des conditions rencontrées sur le terrain (voir Stein *et al.* (2009) pour la CRAM) sans prise en compte excessive des cas extrêmes.

    Par ex. la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage (km/ha) est connue a priori via une analyse de la BD TOPO® en France métropolitaine. La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur augmentera avec la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque

la densité de petites infrastructures de transport atteindra des valeurs extrêmes hautes.

- **Cas 2.3 – Si la mesure sur le paramètre est continue, qu'elle est mesurée ou non sur un référentiel et qu'il n'y a pas lieu d'étalonner l'indicateur en tenant compte des valeurs extrêmes.** La mesure la plus élevée et la plus faible sur le paramètre sont vraisemblables sur de nombreux sites. La valeur de l'indicateur variera de manière continue et monotone.

- **Cas 3 – La littérature scientifique ne fournit pas des valeurs exploitables pour étalonner l'indicateur et les valeurs maximale et minimale mesurables sur le paramètre ne sont pas connues a priori.** Dans ce cas, l'indicateur est étalonné dans un premier temps sur dire d'experts pour être ensuite testé sur le terrain. Ce cas de figure se rencontre en particulier lorsque la mesure du paramètre est continue. La valeur de l'indicateur variera donc également de manière continue et monotone. Il pourra ensuite être étalonné de nouveau selon les retours des tests sur le terrain (section VI.1.3.5.2).

  Par ex. la gamme possible de densité de fossé dans un site et sa zone tampon (km/ha) n'est pas connue a priori via un référentiel pour concevoir un indicateur. La valeur **de** *l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de fossé. La valeur de l'indicateur augmentera avec la densité de fossé. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque la densité de fossé atteindra des valeurs considérées a priori et arbitrairement comme extrêmes.*

Ces règles pour étalonner les indicateurs avant les tests sur le terrain sont des règles générales, mais qui peuvent parfois nécessiter après la phase de test, un examen et des adaptations éventuelles de la part des contributeurs qui proposent des indicateurs. Ces adaptations doivent alors être très clairement mentionnées.

VI.1.3.4. Test de l'indicateur

Les tests doivent porter sur la plus grande gamme possible de contextes écologiques où l'indicateur est susceptible de varier pour identifier ses limites (par ex. problème d'étalonnage). Durant la conception de la méthode, les tests ont été réalisés sur plus de 200 sites en France avec des contextes écologiques très variés (section II.3 pour voir les tests réalisés en 2014 et 2015).

VI.1.3.5. Analyse et correction éventuelle de l'indicateur

Après la phase de tests sur le terrain, différents types de vérifications sont possibles sur les valeurs obtenues par indicateur. Ces vérifications sont inspirées de l'approche hydrogéomorphologique (Jacobs *et al.* 2010) ou de la construction d'indices d'intégrité écologique (IIE ou IBI, « *Indice of Biotic Integrity* ») (voir Klemm *et al.* 2003, Whittier *et al.* 2007, Stoddard *et al.* 2008). Elles ont été réalisées dans le cadre du développement de la méthode pour tendre vers la méthode finale.

1. Vérifier l'utilité de l'indicateur

Bockstaller et Girardin (2003) recommandent de vérifier que les indicateurs soient bien utiles et utilisés comme aide à la décision. **L'utilité des indicateurs a été vérifiée principalement lors des tests réalisés en 2014 et 2015 avec les multiples partenaires techniques ou scientifiques.** Parmi les principales modifications réalisées, les retours critiques provenant des partenaires ont permis de changer la dénomination de certains indicateurs. Des propositions ont également été faites pour tenir compte de particularités locales (par ex. présence d'horizons histiques (tourbe) enfouis dans le sol qui ne sont pas apparents en surface). Des indicateurs complémentaires ont également été proposés.

2. Vérifier l'étalonnage de l'indicateur et correction

La gamme de valeurs (maximum et minimum) et la distribution des valeurs obtenues (par ex. quartiles, médiane et moyenne) sur les sites tests sont analysées par indicateur. À titre d'information, lorsque 75 % des valeurs sont identiques, Whittier *et al.* (2007) éliminent le paramètre associé.

Quand la gamme et la distribution des valeurs obtenues sur les sites tests pour un paramètre sont considérés comme peu conformes (valeurs extrêmes détectées grâce à un examen sur les graphiques en boîte à moustaches : plus de 1,5 fois la différence entre le premier quartile et le troisième quartile) ; l'indicateur est étalonné de nouveau sur la base des retours du terrain (Figure ci-après). Si les valeurs nulles sont surreprésentées lors de l'examen de la gamme et de la distribution des valeurs obtenues sur les sites tests pour un paramètre (par ex. nombreux sites tests où la densité de fossés = 0 km/ha) ; alors il y a lieu d'exclure ces valeurs nulles de l'examen pour identifier la valeur extrême supérieure sur laquelle l'indicateur sera de nouveau étalonné.

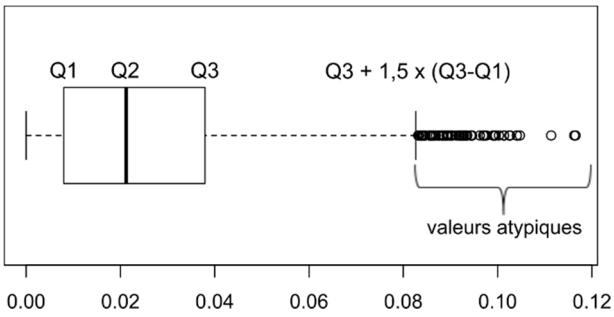


Figure 33 : Représentation fictive de la distribution des mesures réalisées sur un paramètre (Q1 : premier quartile – Q2 : deuxième quartile – Q3 : troisième quartile). La valeur de l'indicateur sera de 0 quand la mesure sur le paramètre est de 0. La valeur de l'indicateur sera de 1 quand la mesure sur le paramètre sera ≥ 0,083. La valeur de l'indicateur variera entre 0 et 1 quand la mesure sur le paramètre sera comprise entre [0 – 0,083[.

Ces corrections sont surtout nécessaires pour les indicateurs dont les valeurs maximale et minimale mesurables sur le paramètre ne sont pas connues a priori (cas 3 section VI.1.3.3). **Ces règles de réétalonnage sont des règles générales. Ce réétalonnage reste toutefois à l'appréciation des**

auteurs qui conçoivent l'indicateur. Dans tous les cas, ils doivent alors clairement mentionner comment est étalonné l'indicateur.

3. Vérifier la non redondance des indicateurs entre eux (multi colinéarité)

Il s'agit de vérifier les corrélations statistiquement significatives entre un indicateur et d'autres indicateurs. Par exemple, dans les prototypes d'indicateurs, un indicateur était basé sur les habitats EUNIS niveau 1 et le second sur les habitats EUNIS niveau 2. Des corrélations statistiquement significatives (et avec un coefficient de corrélation supérieur à 0,8) ont été détectées entre ces indicateurs. Si la corrélation est statistiquement significative entre plusieurs indicateurs avec un coefficient de corrélation élevé et qu'ils ont la même influence sur une ou plusieurs fonctions alors il faut envisager de ne garder qu'un indicateur. Le choix entre l'indicateur à conserver et celui à éliminer se fait sur dire d'experts. Une autre solution peut être de conserver les deux indicateurs, mais en mentionnant clairement cette corrélation afin d'améliorer la transparence de la méthode et les conditions pour interpréter les résultats, conformément à ce qui a été fait lors du développement de la CRAM par Stein *et al.* (2009).

4. Vérifier la corrélation de l'indicateur avec des suivis plus approfondis

Idéalement, le test de l'indicateur devrait inclure la validation de ses informations grâce à des modélisations (voir Bockstaller et Girardin 2003), des expérimentations ou des suivis biogéochimiques, hydrologiques ou écologiques approfondis. Durant les phases de tests, la corrélation entre les indicateurs de la méthode et ceux basés sur des données plus approfondies acquises dans le cadre du programme de suivi des zones humides RhoMéO (Collectif RhoMéO 2014) a été étudiée. Il a été démontré qu'il existait une relation significative entre des indicateurs de la méthode et des indicateurs RhoMéO caractérisant les fonctions hydrologiques de la zone humide. De même pour les indicateurs caractérisant le degré d'anthropisation de l'environnement du site. En revanche, certains indicateurs de la fonction d'accomplissement du cycle biologique des espèces n'étaient pas pertinents et ont donc été corrigés (introduction de nouveaux indicateurs pour cette fonction et réétalonnage). Aucune donnée issue des suivis biogéochimiques n'était disponible pour les zones humides du programme RhoMéO retenus pour les tests, les indicateurs pour ces fonctions n'ont donc pas pu être testés (Buelhoff et Jaymond 2015).

5. Vérifier le respect des impératifs énoncés pour appliquer la méthode

Il s'agit de vérifier que les impératifs opérationnels pour appliquer la méthode sont bien respectés (section I.6). Des corrections ont pu être faites sur la base des retours des tests de 2014 et 2015. Les quelques tests réalisés avec plusieurs observateurs indépendants sur un même site durant les tests de 2015, ont permis d'identifier quelques mesures sur lesquelles il convient d'insister durant la formation ainsi que les précautions à prendre pour relever les informations afin de réduire au maximum un biais lié à l'observateur.

VI.1.3.6. Version finale de l'indicateur

Une version finale de l'indicateur est proposée. Un nom le plus évocateur possible est donné à l'indicateur de telle sorte qu'il évoque facilement le paramètre dont il dépend et l'influence de sa variation sur l'intensité des sous-fonctions.

L'indicateur pourra éventuellement être mis à jour ou corrigé si des retours provenant du terrain et/ou des travaux scientifiques le justifient à l'avenir.

VI.1.4. Présentation des indicateurs

Le croisement entre bibliographie et impératifs opérationnels a permis d'identifier 17 indicateurs dans l'environnement du site et 35 dans le site. Ils sont synthétisés sur les Figures ci-après. Concernant les indicateurs, plusieurs points importants sont à noter :

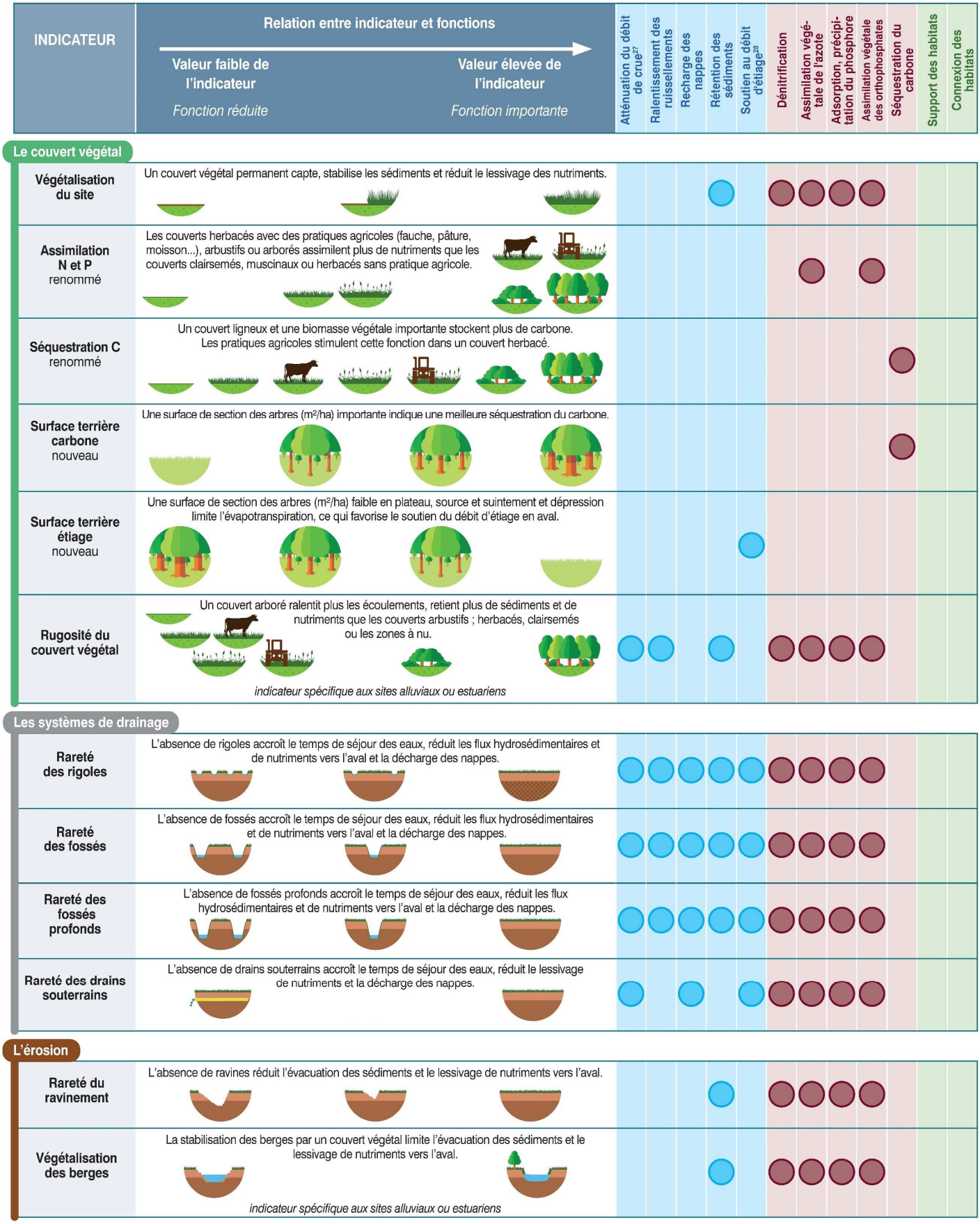
- **certains indicateurs sont spécifiques à un type de zones humides.** Par ex. des indicateurs ne sont renseignés que dans les sites alluviaux ;
- **un paramètre peut servir à calculer plusieurs indicateurs (étalonnage différent selon la sous-fonction).** Par ex. sur le paramètre « habitats EUNIS niveau 3 », plusieurs mesures sont réalisées (nombre d'habitats, part de chaque habitat…) et plusieurs indicateurs sont calculés. Il y a donc plus d'indicateurs que de paramètres ;
- **une mesure sur un paramètre peut être favorable à une sous-fonction mais défavorable à une autre, justifiant un indicateur par sous-fonction.** Par ex. une même valeur de pH est favorable à l'adsorption/précipitation du phosphore, alors qu'elle est défavorable à l'assimilation végétale du phosphore ;
- **certains indicateurs ne peuvent pas être systématiquement renseignés.** C'est le cas des indicateurs se rapportant au sol (par ex. impossible de réaliser des sondages dans tout le site), aux invasions biologiques végétales (méconnaissance de l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en croissance végétative) ou au couvert végétal (méconnaissance de l'existence de pratiques comme la fauche ou le pâturage) ;
- **l'impact du projet d'aménagement ou l'effet des actions écologiques peuvent influencer directement ou indirectement la valeur des paramètres.** Par ex. la végétalisation d'une parcelle a un effet direct sur l'indicateur « végétalisation du site », mais un changement de pratiques agricoles fait progresser la teneur en matière organique dans le sol sur le long terme, avec un effet indirect sur l'indicateur « épisolum humifère ».

Comparé à la version 1 de la méthode, il est à noter les principales informations suivantes concernant les indicateurs de cette version 2 :

- **des indicateurs ont été supprimés (Tableau ci-après) et d'autres indicateurs ajoutés.** L'objectif était d'inclure d'autres indicateurs dans la version 2, pour améliorer la compréhension des fonctions d'une zone humide par les observateurs sans étendre excessivement le tableau de bord fourni avec la méthode ;
- **des indicateurs ont été réétalonnés.** L'objectif était d'améliorer l'évaluation des fonctions des zones humides en se rapprochant des conditions pratiques dans lesquelles la méthode est mobilisée et/ou en tenant compte de références bibliographiques supplémentaires. Ces réétalonnages sont expliqués dans la section « Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode » de l'encadré associé à chaque indicateur réétalonné ;
- **des indicateurs ont été renommés.** L'objectif était d'améliorer leur compréhension par les observateurs.

Tableau 4 : Indicateurs présents dans la version 1 de la méthode, et absents dans la version 2**.**

Indicateurs	**Motif de suppression**
« Végétalisation des fossés et fossés profonds »	Conception non satisfaisante, il se rapportait à un linéaire de fossé et non pas à une étendue surfacique comme l'essentiel des autres indicateurs.
« Traits d'hydromorphie »	Séparé en deux indicateurs distincts désormais, pour mieux appréhender des effets variables des conditions d'engorgement indiquées par les traits d'hydromorphie selon les fonctions.
« Richesse des grands habitats »	Il donnait une information sur la richesse et l'équipartition des milieux EUNIS niveau 1, qui était complémentaire à d'autres indicateurs sur la richesse et l'équipartition des habitats EUNIS niveau 3. Les utilisateurs ont fait part du besoin d'autres indicateurs sur les habitats en plus. Afin de restreindre le nombre d'indicateurs dans la version 2, ces indicateurs ont été supprimés.
« Équipartition des grands habitats »	
« Proximité des habitats »	Les utilisateurs ont fait part de difficulté significative pour le mesurer et il a donc été supprimé.



[27] *fonction évaluée qu'en système alluvial, riverain d'étendue d'eau, estuarien, péri-lagunaire, panne dunaire et/ou côtier.*
[28] *fonction évaluée qu'en système de plateau, source et suintement et dépression.*

Figure 34 : Illustration simplifiée des indicateurs dans le site et des fonctions associées (1/3). Les mentions « nouveau », « renommé » et « recalibré » indiquent respectivement les nouveaux indicateurs, ceux qui ont été renommés et ceux dont les formules de calculs ont été révisées entre la version 1 et la version 2 de la méthode.

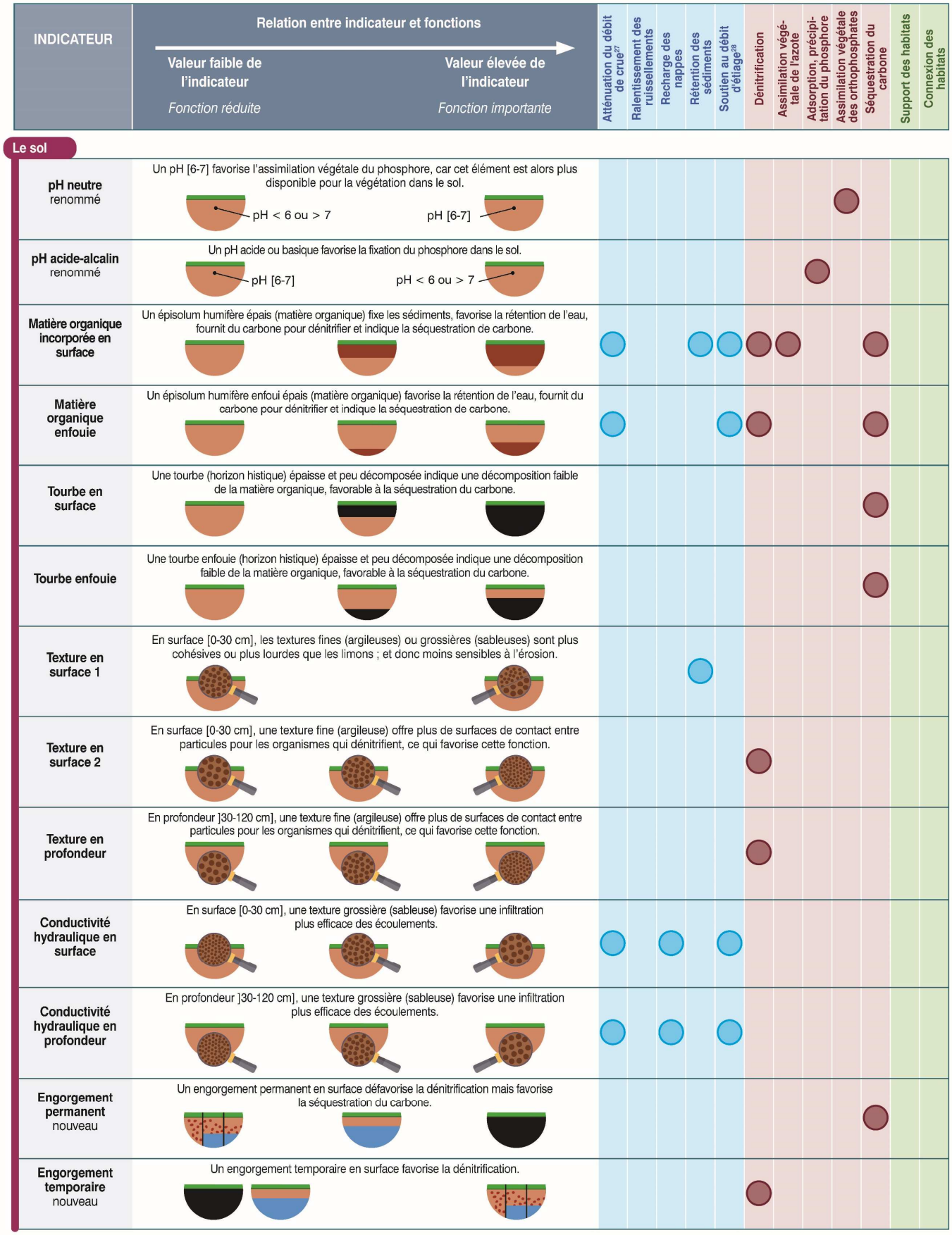


Figure 35 : Illustration simplifiée des indicateurs dans le site et des fonctions associées (2/3). Les mentions « nouveau », « renommé » et « recalibré » indiquent respectivement les nouveaux indicateurs, ceux qui ont été renommés et ceux dont les formules de calculs ont été révisées entre la version 1 et la version 2 de la méthode.



Figure 36 : Illustration simplifiée des indicateurs dans le site et des fonctions associées (3/3). Les mentions « nouveau », « renommé » et « recalibré » indiquent respectivement les nouveaux indicateurs, ceux qui ont été renommés et ceux dont les formules de calculs ont été révisées entre la version 1 et la version 2 de la méthode.

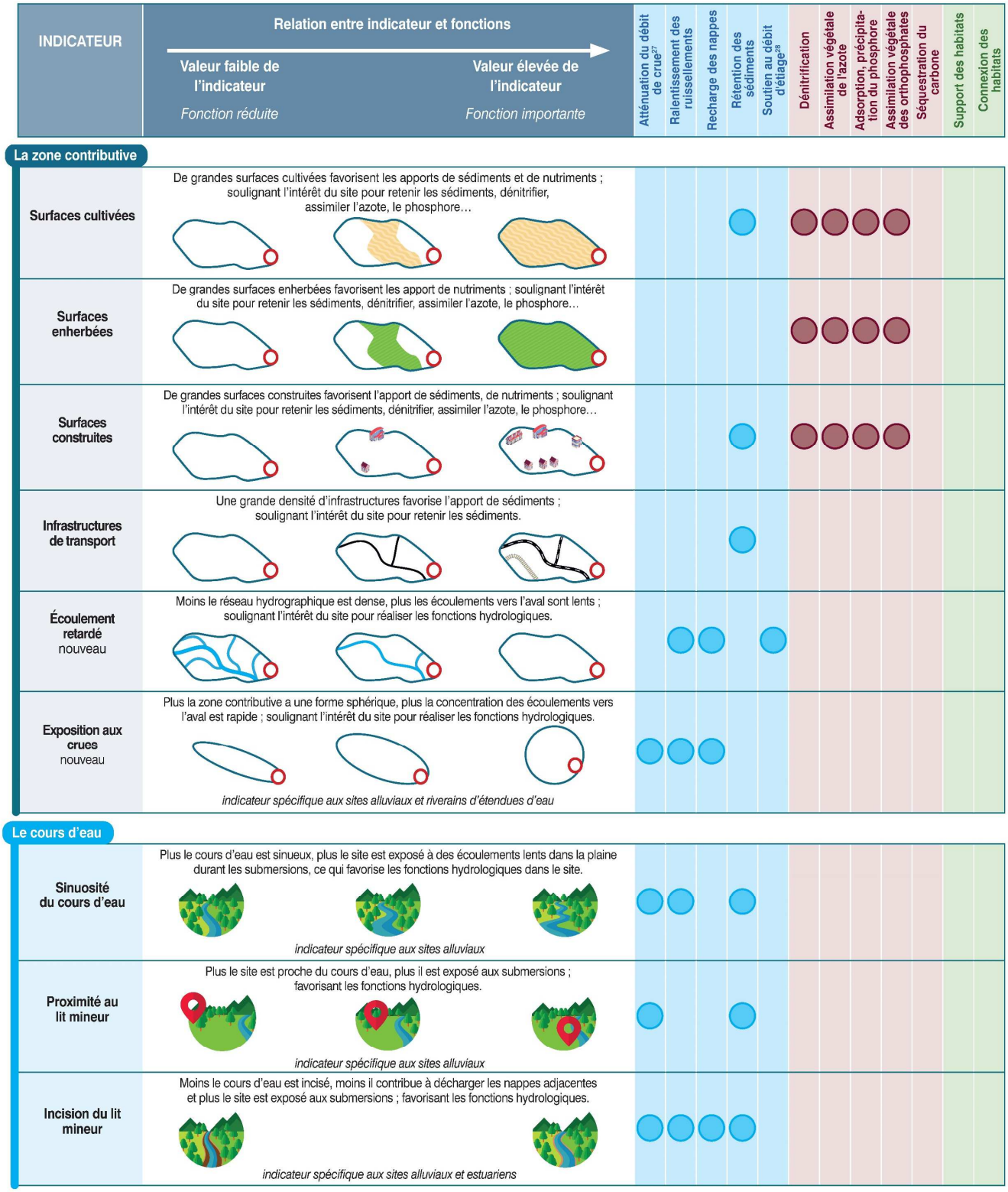


Figure 37 : Illustration simplifiée des indicateurs dans l'environnement du site et des fonctions associées (1/2). Les mentions « nouveau », « renommé » et « recalibré » indiquent respectivement les nouveaux indicateurs, ceux qui ont été renommés et ceux dont les formules de calculs ont été révisées entre la version 1 et la version 2 de la méthode.

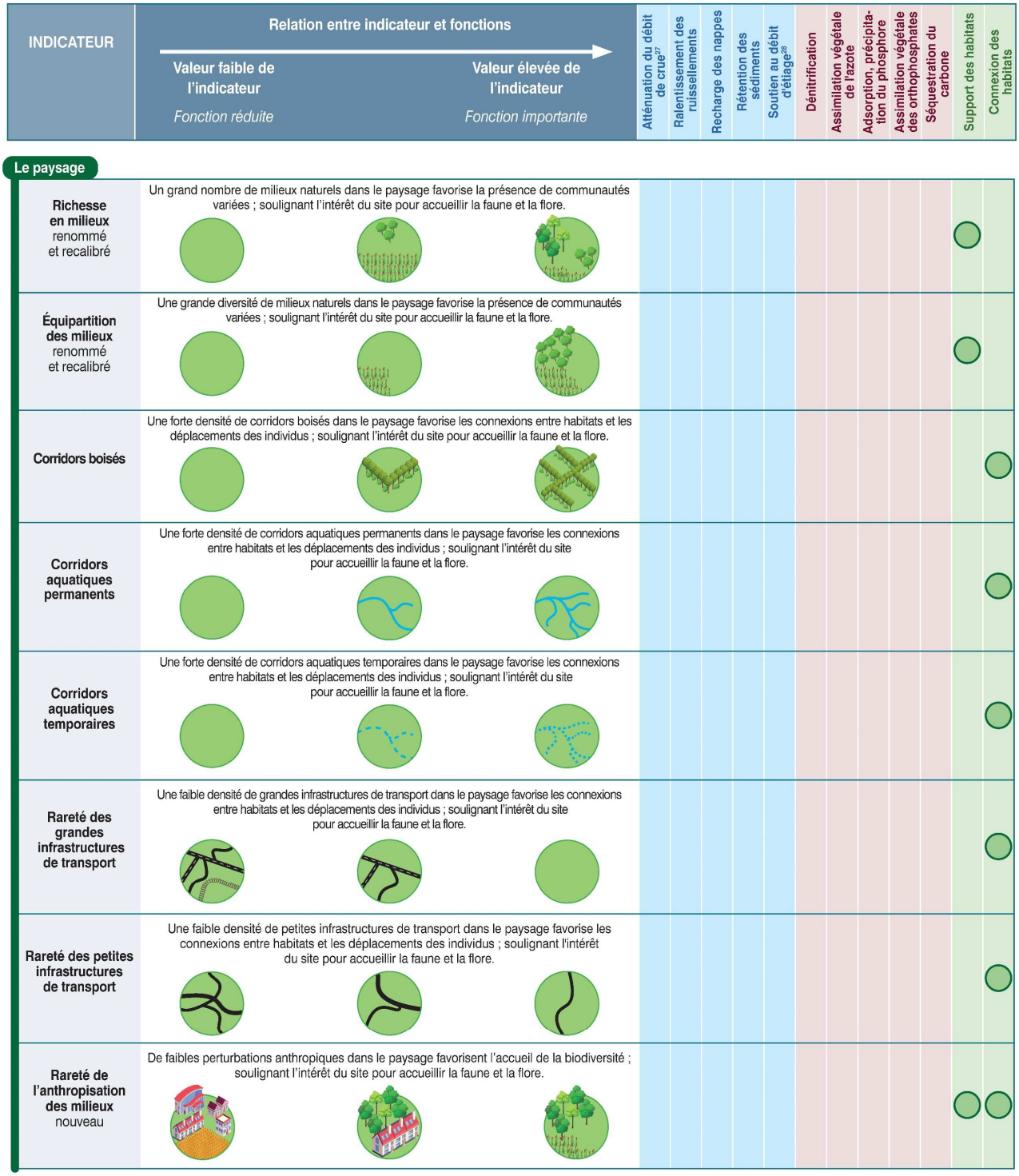


Figure 38 : Illustration simplifiée des indicateurs dans l'environnement du site et des fonctions associées (2/2). Les mentions « nouveau », « renommé » et « recalibré » indiquent respectivement les nouveaux indicateurs, ceux qui ont été renommés et ceux dont les formules de calculs ont été révisées entre la version 1 et la version 2 de la méthode.

VI.1.4.1. Indicateurs dans la zone contributive

1. « Surfaces cultivées », « Surfaces enherbées », « Surfaces construites », « Infrastructures de transport », « Écoulement retardé » et « Exposition aux crues »

Remarque : la bibliographie sur les apports de nutriments et de sédiments issus des activités anthropiques porte surtout sur les apports réalisés sur les bassins versants, diffusés ensuite vers les cours d'eau. En effet, la bibliographie semble plus abondante à ce sujet et on peut supposer que leur diffusion vers les zones humides est relativement similaire ; puisqu'elles constituent des interfaces couramment traversées lors du transfert des nutriments et des sédiments depuis les bassins versants vers les cours d'eau.

Principales activités anthropiques à l'origine d'apports de sédiments et de nutriments

Les principaux types de pollutions diffuses dans les eaux de surface proviendraient en premier lieu des nutriments (par ex. azote, phosphore), des sédiments et des pathogènes d'origine agricole puis en second lieu des écoulements urbains ou de l'activité minière (Baker 1992). Sur les terres agricoles, les rejets issus notamment de l'élevage sont souvent supérieurs à la capacité de rétention (NRC 1993 dans Carpenter *et al.* 1998). Les excédents s'écoulent, s'infiltrent, ou peuvent pour certains être diffusés vers l'atmosphère. Les nutriments apportés par la fertilisation ne sont donc pas tous assimilés par les cultures et les productions agricoles. L'excès génère un surplus qui est la cause des pollutions non ponctuelles agricoles (Carpenter *et al.* 1998) qui s'écoulent par ruissellement vers les cours d'eau et par lixiviation ou lessivage vers les nappes. Généralement, les forêts et les prairies dans les bassins versants peuvent limiter les pertes d'azote, alors que les zones urbaines et cultivées sont associées à une forte émission d'azote (Zhang et Huang 2011). Zhang et Huang (2011) attribuent donc les plus forts coefficients d'exportation d'azote par ordre décroissant aux zones urbaines, aux terres agricoles, aux zones broussailleuses-prairiales puis aux forêts. Dans sa méthode pour évaluer les sources de pollution non diffuses sur les bassins versants, Munafò *et al.* (2005) attribuent sur dire d'experts des coefficients par type d'occupation du sol selon leur potentiel d'émission de pollution non ponctuelle. Les zones construites et intensivement cultivées ont les plus forts coefficients et les zones naturelles ou non altérées ont les coefficients les plus faibles. **En général, les principales pressions anthropiques à l'origine d'apports excessifs de nutriments et de sédiments diffusés ensuite vers l'aval sont donc les activités agricoles intensives et les activités domestiques et industrielles.**

Dans les eaux de surface, les apports chimiques sont classés comme des apports ponctuels ou des apports non ponctuels (diffus). **Les apports ponctuels comme les rejets d'eaux usées sont souvent continus, assez constants dans le temps et mesurables à un emplacement précis.** Les apports urbains sous cette forme (par ex. rejets des eaux usées, rejets industriels) sont significatifs dans les eaux de surface. **Les apports non ponctuels ou diffus comme ceux provenant des zones de construction, des fertilisants, des déchets organiques… peuvent être continus mais ils restent souvent intermittents et associés à des évènements irréguliers (par ex. pratiques agricoles, constructions importantes, fortes précipitations).** Ils sont transportés sur de vastes distances en surface ou en profondeur jusqu'aux eaux libres. C'est ainsi que par exemple des apports significatifs de phosphore et d'azote parviennent dans les eaux de surface sous forme d'apports non ponctuels. Ils sont particulièrement difficiles à mesurer et à réguler (Carpenter *et al.* 1998).

Propriétés de ces pressions anthropiques

Globalement, la source des apports d'azote et de phosphore est la même : les fertilisants sur les terres agricoles ou les pelouses, l'épandage de déchets d'élevages, les eaux usées domestiques,… L'importance de ces apports varie selon la région et les pratiques (Wenger 1999). **La plus grande part de composés azotés diffusés par les terres agricoles est sous la forme de nitrates qui peuvent ensuite être assimilés, transformés ou éliminés dans les zones humides et les cours d'eau (Cooper 1990 dans Hickey et Doran 2004). Les principales sources de phosphore sont quant à elles les apports agricoles, urbains et les rejets industriels, lorsque ces derniers sont peu ou pas traités en station d'épuration (Oraison *et al.* 2011).** Ces apports sont déterminants pour que la zone humide retienne et/ou transforme effectivement l'azote et le phosphore. Plus ils sont importants, plus les fonctions liées au cycle de l'azote et du phosphore pourront s'exercer. Soulignons toutefois que d'autres facteurs que les apports sont importants pour déterminer l'intensité des fonctions associées à ces nutriments dans une zone humide (par ex. hydromorphie, matière organique, texture du sol, température pour dénitrifier les nitrates) (Weitz *et al.* 2001, Florinsky *et al.* 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006).

Les zones pourvoyeuses de sédiments sur les terres hautes sont en premier lieu les cultures et les zones dont le sol est exposé et remanié (par ex. zones de construction, chemins d'exploitation forestière) (Crosson 1995 dans Blann *et al.* 2009). Les constructions peuvent être des pourvoyeuses très importantes en sédiments (Wenger 1999). Dans les écosystèmes fluviaux, le déversement de nutriments et de sédiments s'est considérablement accru du fait de l'augmentation des sources de pollution diffuses issues des fertilisants dans les cultures, de la plus forte concentration de déchets issus des élevages et des changements d'utilisation des terres qui favorisent l'érosion (voir Jordan *et al.* 2003).

Bien que l'occupation du sol affecte le devenir et l'émission de pollution non diffuse vers les hydrosystèmes, il convient de noter que beaucoup d'autres paramètres peuvent intervenir (voir Shen *et al.* 2010). La pédologie, le climat, la topographie et l'hydrologie sont à l'origine d'une forte variabilité spatio-temporelle de la concentration des nutriments dans les écoulements (Cherry *et al.* 2008 dans Zhang et Huang 2011). **Ainsi, l'appréciation de l'occupation du sol permet d'estimer les apports potentiels d'azote, de phosphore et de sédiments vers les réseaux hydrographiques, mais d'autres paramètres peuvent être pris en compte pour une meilleure compréhension de leur diffusion.**

Les activités anthropiques dans la zone contributive ont une influence majeure sur les apports d'azote, de phosphore et de sédiments dans le site. Dans le cadre de cette méthode, les apports de nutriments et/ou de sédiments dans la zone contributive sont évalués en décrivant les modes d'occupation du sol qui peuvent vraisemblablement refléter la quantité et le type d'apports dans le site. Décrire ces modes d'occupation du sol indépendamment les uns des autres permet d'identifier la contribution de chaque type de pressions anthropiques et d'éviter de les globaliser dans un seul indicateur puisqu'ils ne sont vraisemblablement pas équivalents. Ainsi, quatre modes d'occupation du sol qui reflètent des pressions anthropiques et donc des apports de nutriments et/ou de sédiments vers le site sont décrits : (1) les surfaces cultivées, (2) les surfaces enherbées (prairies exploitées par l'agriculture), (3) les surfaces construites et (4) les infrastructures de transport.

Il est considéré qu'en général plus les surfaces cultivées, enherbées et construites sont importantes, plus les conditions sont vraisemblablement favorables aux apports de composés azotés et de

phosphore dans le site ; augmentant l'opportunité de réaliser les fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore. Concernant les sédiments, plus les surfaces cultivées, les surfaces construites et les infrastructures de transport sont importantes, plus les apports sont vraisemblablement importants dans le site ; augmentant l'opportunité de retenir des sédiments dans le site (Encadrés ci-après).

Encadré 5 : « Surfaces cultivées »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme cultivées dans cette méthode ; soit les codes 1 - blé tendre, 2 - maïs grain et ensilage, 3 - orge, 4 - autres céréales, 5 - colza, 6 - tournesol, 7 - autres oléagineux, 8 - protéagineux, 9 - plantes à fibres, 10 - semences, 14 - riz, 15 - légumineuses à grains, 16 - fourrage, 20 - vergers, 21 - vignes, 22 - fruits à coque, 23 - oliviers, 24 - autres cultures industrielles, 25 - légumes-fleurs, 26 - canne à sucre, 27 - arboriculture du Registre Parcellaire Graphique (RPG) administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : surfaces ou îlots cultivés sur le fichier RPG le plus récent. Au moment où cette méthode est parue seul le RPG de 2012 est disponible librement.
Si l'observateur souhaite compléter le RPG (par ex. parcelle non inventoriée dans le RPG), cela est possible. Cela paraît en particulier envisageable sur de petites zones contributives.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces cultivées.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI aucune zone contributive n'est délimitée, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Surfaces cultivées**.

SI une zone contributive est délimitée, *ALORS*

$$\textbf{Surfaces cultivées} = \frac{\text{superficie totale des portions de polygones du RPG en cultures incluses dans la zone contributive en ha}}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments et de sédiments associés aux surfaces cultivées dans la zone contributive ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part de la zone contributive occupée par des cultures croît, l'intensité des apports de sédiments, de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments et des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la proximité des pratiques agricoles avec le site. Il ne tient pas compte de l'effet tampon des autres écosystèmes traversés par ces flux avant qu'ils parviennent au site (par ex. autres zones humides entre le site et les surfaces cultivées) et il ne distingue pas les pratiques agricoles particulières qui pourraient limiter les apports vers le site (par ex. agriculture raisonnée, agriculture biologique) comparé à d'autres pratiques plus intensives.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :



Encadré 6 : « Surfaces enherbées »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme enherbées dans cette méthode, le plus souvent avec un couvert végétal dense ; soit les codes 11 - gel, 12 - gel industriel, 13 - autres gels, 17 - estives landes, 18 - prairies permanentes, 19 - prairies temporaires du Registre Parcellaire Graphique (RPG) administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : surfaces ou îlots cultivés sur le fichier RPG le plus récent. Au moment où cette méthode est parue seul le RPG de 2012 est disponible librement.
Si l'observateur souhaite compléter le RPG (par ex. parcelle non inventoriée dans le RPG), cela est possible. Cela paraît en particulier envisageable sur de petites zones contributives.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces enherbées.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI aucune zone contributive n'est délimitée, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Surfaces enherbées**.

SI une zone contributive est délimitée, *ALORS*

$$\textbf{Surfaces enherbées} = \frac{\text{superficie totale des portions de polygones du RPG enherbées incluses dans la zone contributive en ha}}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments associés aux surfaces enherbées dans la zone contributive ?

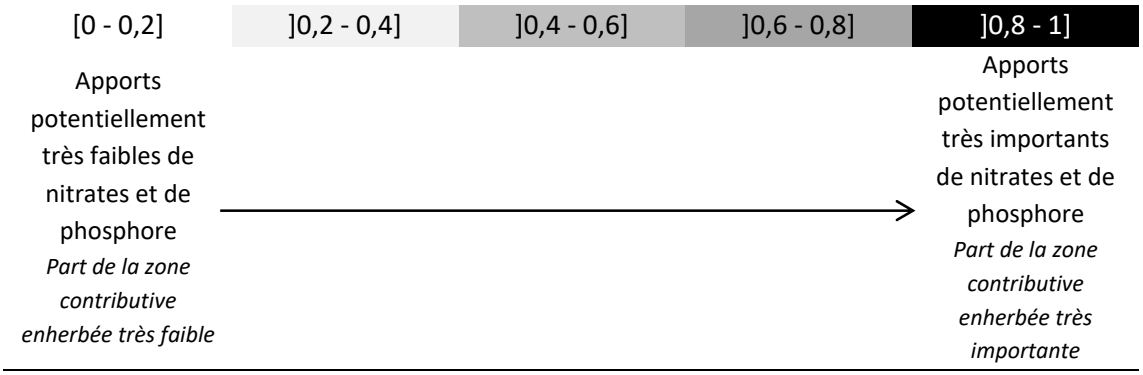
Sous-fonctions renseignées : assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part de la zone contributive occupée par des surfaces enherbées croît, l'intensité des apports de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la proximité des pratiques agricoles avec le site. Il ne tient pas compte non plus de l'effet tampon des autres écosystèmes traversés par ces flux avant qu'ils parviennent au site (par ex. autres zones humides entre le site et les surfaces enherbées) et il ne distingue pas les pratiques agricoles particulières qui pourraient limiter les apports vers le site (par ex. agriculture raisonnée, agriculture biologique) comparé à d'autres pratiques plus intensives.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur les sous-fonctions :



Encadré 7 : « Surfaces construites »

Paramètre à la base de l'indicateur : les surfaces considérées comme construites dans cette méthode, soit les bâtiments sans fonction particulière (par ex. habitations, écoles), à vocation industrielle, commerciale et agricole, avec une fonction mais autres qu'industriels (par ex. sportifs, administratifs) et les équipements sportifs de plein air, conformément à la définition de l'(Institut National de l'Information Géographique et Forestière 2011) pour le « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » dans la BD TOPO®.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les fichiers « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » de la BD TOPO®.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : part relative de la zone contributive occupée par des surfaces construites.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre est connue sur toute la France métropolitaine avec la superficie des zones bâties dans les fichiers « BATI_INDIFFERENCIE », « BATI_REMARQUABLE », « BATI_INDUSTRIEL » et « TERRAIN_SPORT » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire de 500 mailles parmi ces 5 859 mailles a été réalisé. La superficie des surfaces construites a été calculée sur ces 500 mailles.
La Figure ci-dessous représente la distribution de la part relative des zones bâties (c'est-à-dire la superficie des surfaces construites en ha / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,004, la médiane est de 0,006 et le troisième quartile de 0,010. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,020 avec 54 mailles ayant une part relative de surfaces construites dans leur zone contributive supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

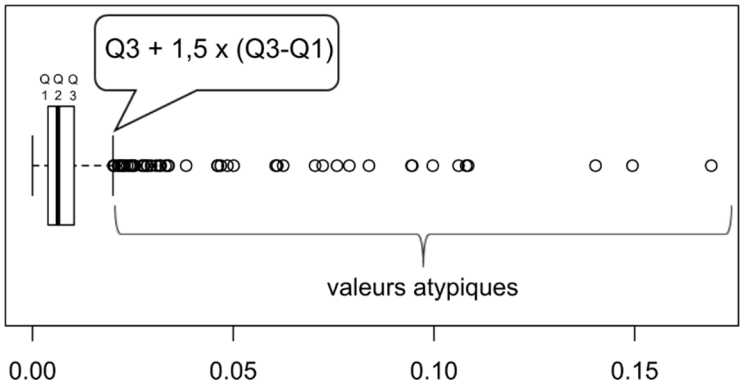


Figure 39 : Part relative de surfaces construites en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI aucune zone contributive n'est délimitée, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Surfaces construites**.

SI une zone contributive est délimitée, *ALORS* la valeur de l'indicateur est de 0 lorsque la part relative de surfaces construites dans la zone contributive est égale à 0 (c'est-à-dire qu'il n'y aucune zone bâtie dans la zone contributive). La valeur de l'indicateur augmente avec l'accroissement de la part relative de surfaces construites. La valeur de l'indicateur est de 1 lorsque la part relative de surfaces construites dans la zone contributive atteint la valeur extrême supérieure des parts relatives de surfaces construites calculées sur 500

mailles, soit la valeur de 0,020. La part relative des surfaces construites dans la zone contributive est donc multipliée par 1 / 0,020050662 = 49,873665. Dans des cas exceptionnels où la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est ≥ 0,020, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

SI la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est ≥ 0,020*, ALORS* **Surfaces construites** = 1.

SI la part relative des surfaces construites dans la zone contributive est < 0,020*, ALORS*

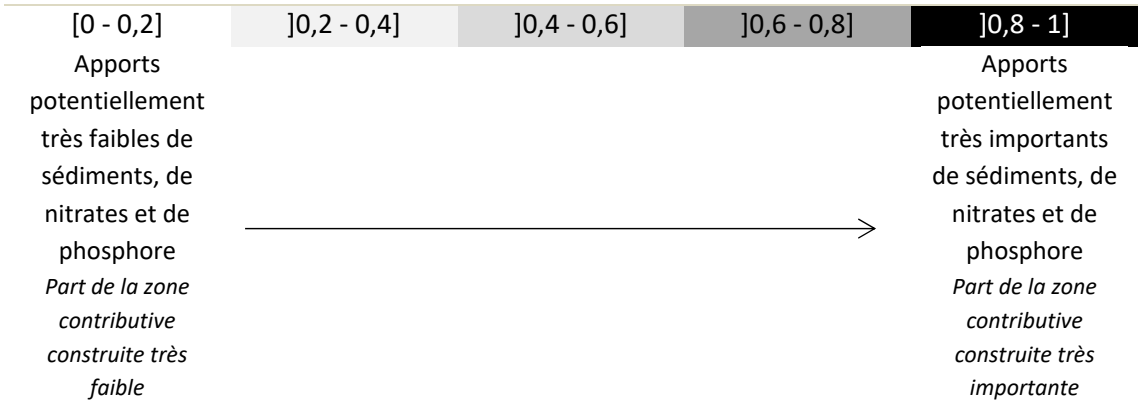
$$\textbf{Surfaces construites} = \frac{\text{superficie totale des portions de surfaces construites incluses dans la zone contributive en ha} \times 49{,}873665}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de nutriments et de sédiments associés aux surfaces construites dans la zone contributive ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la proportion de la zone contributive occupée par des surfaces construites croît, l'intensité des apports de sédiments, de nitrates et de composés associés au phosphore croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments, des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive est plus importante.
Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de la dérivation possible des apports via des réseaux d'assainissement qui peuvent parfois diriger les apports hors de la zone contributive. Il ne tient pas compte non plus de l'efficacité des réseaux de traitements en amont. La valeur de l'indicateur peut dépendre de la mise à jour de la BD TOPO® utilisée. En effet, quand des constructions importantes ont eu lieu dans la zone contributive et qu'elles sont postérieures à la date d'émission de la BD TOPO® utilisée par l'observateur, ces nouvelles constructions ne sont pas prises en compte. Par ailleurs, cet indicateur se base sur une estimation de l'emprise des surfaces construites, mais ne tient pas compte de la juxtaposition des pressions anthropiques sur une même surface (par ex. pressions souvent plus importantes dans les zones urbaines que dans les zones péri-urbaines ou rurales pour une même superficie de bâti).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 8 : « Infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les infrastructures de transport, soit principalement les voies ferrées, autoroutes, routes nationales, départementales et communales.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les fichiers « TRONCON_VOIE_FERREE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®.
En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou des connaissances de terrain. Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), l'observateur peut donc ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans la zone contributive.

Indicateur : densité d'infrastructures de transport dans la zone contributive.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre est connue sur toute la France métropolitaine avec les linéaires d'infrastructures de transport dans les fichiers « ROUTE_SECONDAIRE », « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire de 500 mailles parmi ces 5 859 mailles a été réalisé. Le linéaire des infrastructures de transport a été calculé sur ces 500 mailles.
La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des infrastructures de transport en km / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,022 km/ha, la médiane est de 0,028 km/ha et le troisième quartile de 0,037 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,057 km/ha avec 38 mailles ayant une densité d'infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

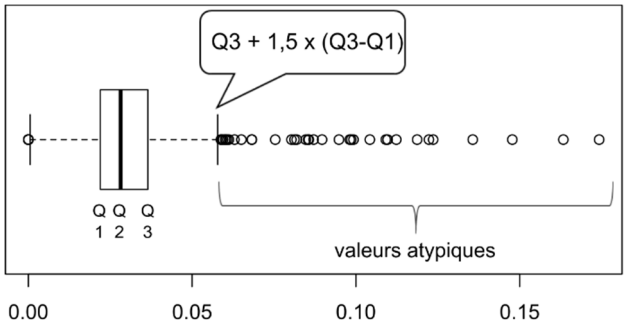


Figure 40 : Densité des infrastructures de transport (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI aucune zone contributive n'est délimitée, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Infrastructures de transport**.

SI une zone contributive est délimitée, *ALORS* la valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des infrastructures de transport sera de 0 km/ha. La valeur de l'indicateur augmentera avec l'augmentation de la densité des infrastructures de transport. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque la densité des infrastructures dans la zone contributive atteindra la valeur extrême supérieure des densités d'infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,057 km/ha. La densité des infrastructures dans la

zone contributive est donc multipliée par 1 / 0,057796733 = 17,302016. Dans des cas exceptionnels où la densité des infrastructures de transport est ≥ 0,057 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

SI la densité des infrastructures de transport est ≥ 0,057 km/ha*, ALORS* **Infrastructures de transport** = 1.

SI la densité des infrastructures de transport est < 0,057 km/ha*, ALORS*

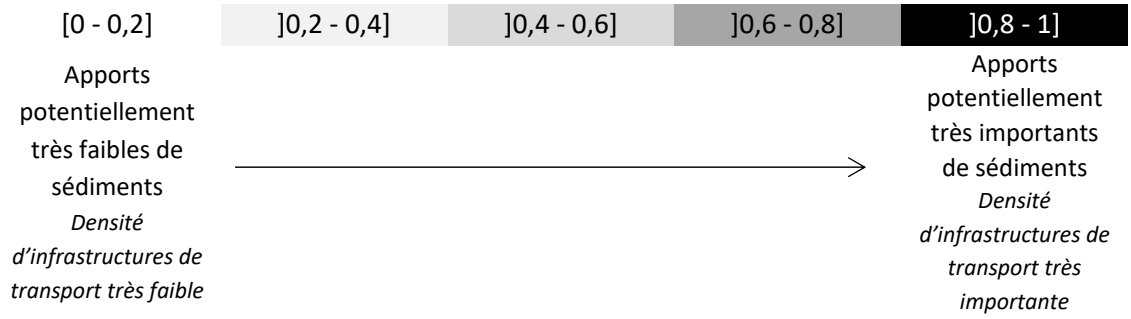
$$\textbf{Infrastructures de transport} = \frac{\text{linéaire totale des infrastructures de transport dans la zone contributive en km} \times 17{,}302016}{\text{superficie de la zone contributive en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'intensité des apports de sédiments associés aux infrastructures de transport dans la zone contributive ?

Sous-fonction renseignée : rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité d'infrastructures de transport dans la zone contributive croît, l'intensité des apports de sédiments croît et l'opportunité pour le site de recevoir des sédiments en provenance de la zone contributive est plus importante.
Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne distingue pas l'influence variable des différents types d'infrastructures de transport sur les apports de sédiments. Il ne tient pas compte de la présence de chemins ou de dessertes forestières qui peuvent aussi être des pourvoyeurs en sédiments.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



2. « Écoulement retardé »

Définition de l'écoulement retardé

L'écoulement retardé est la capacité d'un écosystème à induire un « décalage temporel entre la pointe d'intensité des pluies et la pointe de débit lors d'une crue » (extrait du chapitre 6 de Roche *et al.* 2012), autrement dit à désynchroniser la relation pluie/débit. Il peut être évalué par la densité de drainage (Dd) (Horton 1945), soit le rapport de la longueur totale du réseau hydrographique sur la superficie du bassin versant occupé, soit :

$$Dd = \frac{L}{S}$$

Où

L ; la longueur totale du réseau hydrographique en km.

S ; la superficie du bassin versant en km^2.

Relations entre la densité de drainage et l'écoulement retardé

La densité de drainage dépend naturellement des caractéristiques topographiques du bassin versant, de sa géologie et de ses conditions climatiques. En pratique, les valeurs de densité de drainage sont faibles pour des secteurs où le réseau hydrographique est très limité et fortes pour des secteurs où l'écoulement est très ramifié. Le développement du réseau hydrographique est en lien direct, notamment, avec la géologie du bassin. En général, des substratums perméables favorisent l'infiltration et la percolation et vont présenter des Dd faibles en lien avec des réseaux peu développés. À l'inverse, des substratums imperméables favorisent le ruissellement et vont présenter des Dd fortes en lien à des réseaux très développés.

Des valeurs de *Dd* sont fournies dans la littérature pour l'ensemble des bassins hydrographiques (Pella *et al.* 2004). Ainsi, une carte de la densité de drainage à l'échelle des six grands bassins hydrographiques de la France continentale a été produite à partir de la BD CARTHAGE® (grille de maille carrée de 2,5 km). Il en ressort un classement par intervalle d'intensité reporté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5 : Classes de valeurs de densité de drainage sur le territoire métropolitain (issues de Pella *et al*. 2004).

Classes de densité de drainage obtenues (km/km^2)
[0-0,3[
[0,3-0,7[
[0,7-1[
[1-1,4[
> 1,4

Ces classes de valeurs sont cohérentes avec d'autres établies lors d'état des lieux des territoires établis pour la mise en place de la Directive cadre sur l'eau (DCE), notamment en Rhin-Meuse (par ex. classes de valeurs de $<0,75$; $0,75 \leq Dd \leq 1$ et >1) ou encore d'autres études (Rambert

1973) à l'échelle des bassins Bretagne et Sud-Est du Massif Central (par ex. valeurs de respectivement 0,38 à 1,3 pour le bassin Bretagne et de 0,22 à 1,69 pour le bassin Sud-Est du Massif Central).

La densité de drainage est un paramètre d'intérêt pour évaluer la perméabilité générale du bassin. Elle a une influence majeure sur les écoulements et sur les temps de transfert de l'eau. Dans le cadre de cette méthode, il est choisi de discuter l'effet de la densité de drainage au regard de la capacité de retard aux écoulements qu'ils peuvent générer dans la zone contributive du site. Cet écoulement retardé rend compte de sa capacité à ralentir les ruissellements, recharger la nappe et soutenir le débit d'étiage à l'aval. Il est considéré qu'en général plus la densité de drainage est importante, plus la zone contributive tend à être imperméable et moins cela est favorable à l'écoulement retardé (Encadré ci-après).

Encadré 9 : « Écoulement retardé »

Paramètre à la base de l'indicateur : les cours d'eau permanents et temporaires naturels.

Source d'information pour mesurer le paramètre : les linéaires vectorisés présentant un régime permanent et temporaire issus de la couche « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des cours d'eau permanents ou temporaires ne sont pas absents de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou grâce à des connaissances de terrain. Notons également, que dans le cas de secteurs anthropisés, les réseaux hydrographiques non naturels ne doivent pas être pris en compte afin de ne pas induire de biais dans le calcul du linéaire.

Où est mesuré le paramètre : dans la zone contributive.

Indicateur : densité de drainage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur est de 1 lorsque le réseau hydrographique est très peu développé (densité de drainage très faible). La valeur de l'indicateur diminue avec le développement du réseau hydrographique. Ainsi, la valeur de l'indicateur est de 0 lorsque la valeur de la densité de drainage (Dd) atteint une valeur maximale fixée à 1,4. L'indice de densité de drainage est donc multiplié par 1/1,4=0,714 et est retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec le développement du réseau hydrographique. Dans les cas où la densité de drainage est > 1,4, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI aucune zone contributive est délimitée, *ALORS* aucune valeur est octroyée à l'indicateur **Écoulement retardé**.

SI une zone contributive est délimitée *ET* la densité de drainage est > 1,4, *ALORS* **Écoulement retardé** = 0.

SI une zone contributive est délimitée *ET* la densité de drainage est ≤ 1,4, *ALORS*

$$\textbf{Écoulement retardé} = 1 - (\frac{L}{S} \times 0{,}714)$$

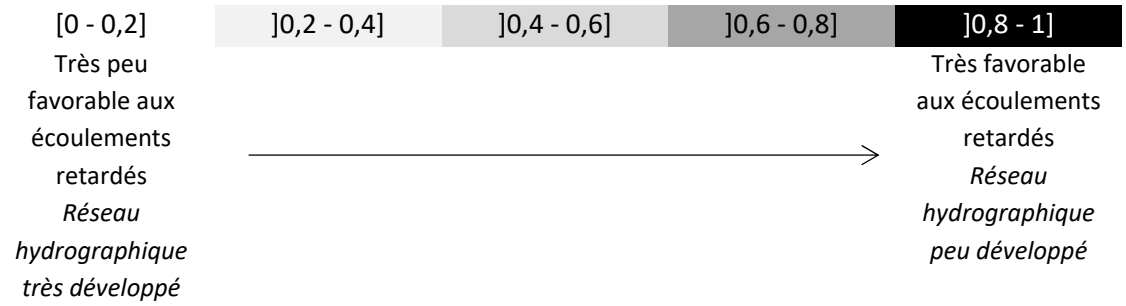
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de drainage dans la zone contributive du site ?

Sous-fonction renseignée : ralentissement des ruissellements, recharge des nappes, soutien au débit d'étiage.

Interprétation de l'indicateur et principale limite : quand la valeur de l'indicateur croit, l'opportunité pour le site de jouer un rôle en termes de ralentissement des ruissellements, recharge des nappes, et soutien au débit d'étiage augmente. Comme limite, on peut mentionner que l'indicateur ne distingue pas l'influence du contexte topographique et climatique local de l'influence pédologique. Dès lors, des secteurs très pentus peuvent présenter des sols imperméables avec un réseau hydrographique très peu développé (concentration des écoulements au sein de réseaux restreints). Par ailleurs, des secteurs peu humides (faible précipitation) peuvent présenter un réseau hydrographique restreint indépendamment de la perméabilité du secteur. Par ailleurs, dans le cas

des zones humides non alluviales, le calcul de l'indicateur se faisant sur la zone contributive du site, l'indicateur ne tient pas compte de la zone à l'aval du site, entre le site et le réseau hydrographique.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



3. « Exposition aux crues »

Définition de l'aléa inondation

L'exposition aux inondations peut se définir comme étant la susceptibilité d'occurrence d'une inondation au droit de la zone humide. Elle peut être évaluée par l'indice morphologique de compacité (K), dit de Gravélius (Roche 1963), définit comme le rapport du périmètre d'une étendue spatiale avec celui d'un cercle de même superficie, soit :

$$K = \frac{P}{2 \times \sqrt{\pi \times S}}$$

Où

P; le périmètre de la zone en km.

S ; la superficie de la zone en km^2.

Quand la forme de la zone contributive s'apparente à une sphère, la valeur de l'indice est proche de 1 ; les écoulements sont transmis plus rapidement.

Propriétés associées à l'aléa inondation et lien avec l'indice de compacité

La transformation de la pluie en écoulement se fait à l'échelle de la zone qui reçoit et achemine les précipitations jusqu'à un exutoire. Outre les conditions météorologiques qui contrôlent les écoulements, les caractéristiques physiques influencent le volume (en termes de bilan) et la répartition temporelle (en terme d'hydrogramme) des écoulements (Roche 1963). Parmi ces caractéristiques physiques, la forme de la zone qui reçoit et achemine les précipitations jusqu'à un exutoire influence les conditions d'écoulements. Notez que Bendjoudi et Hubert (2002) soulignent qu'il est discutable de définir des écoulements sur la seule base d'une caractéristique physique de forme (indicateur de compacité) alors que la topographie, la géologie, la nature et l'occupation des sols sont également des caractéristiques physiques influençant les écoulements.

L'indice morphologique de compacité constitue, dans le cadre de la méthode, un moyen d'évaluer l'opportunité pour la zone humide d'atténuer le débit de crue à l'aval, de ralentir les ruissellements, de recharger les nappes et de soutenir le débit d'étiage à l'aval (Encadré ci-après).

Encadré 10 : « Exposition aux crues »

Paramètre à la base de l'indicateur : périmètre et superficie de la zone contributive associée à la zone humide.

Source d'information pour mesurer le paramètre : périmètre et superficie de la zone contributive à relever sur SIG.

Où est mesuré le paramètre : dans la zone contributive.

Indicateur : compacité de la zone contributive.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite aux phases des tests effectués en 2015 et 2017. La valeur du paramètre est continue, la valeur de l'indicateur sera continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors des phases du test du prototype, l'indice morphologique de compacité, dit de Gravélius, a été déterminé pour les sites dans les systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux et riverains des étendues d'eau, soit 72 sites sur les 202 sites tests : la distribution de l'indice morphologique de compacité, dit de Gravélius pour les 72 sites alluviaux et riverains des étendues d'eau est la suivante : le premier quartile est de 1,211, la médiane est de 1,403 et le troisième quartile est de 1,778. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 x étendue interquartile) est de 2,629 avec aucun site ayant un indice supérieur à cette valeur.

La valeur de l'indice augmente avec l'allongement de la forme de la zone contributive. Il est généralement admis que l'indice morphologique de compacité dit de Gravélius, a des valeurs comprises entre 1 (cas d'un bassin de forme arrondie, compacte) et 3 (cas de bassin de forme allongée, moins compacte) (Ibisate 2004, Douvinet 2008). La valeur de l'indicateur est de 1 lorsque l'indice morphologique de compacité, dit de Gravélius, atteint la valeur extrême supérieure couramment observée, soit la valeur de 3. L'indice morphologique de compacité est donc multiplié par 1/3=0,333 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur diminue avec l'allongement de la zone contributive. Dans des cas exceptionnels où l'indice morphologique de compacité est ≥ 3, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI aucune zone contributive est délimitée, *ALORS* aucune valeur est octroyée à l'indicateur **Exposition aux crues**.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou riverain des étendues d'eau, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Exposition aux crues**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou riverain des étendues d'eau *ET* l'indice morphologique de compacité, dit de Gravélius est ≥ 3, *ALORS* **Exposition aux crues** = 1.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou riverain des étendues d'eau *ET* l'indice morphologique de compacité, dit de Gravélius est < 3, *ALORS*

$$\textbf{Exposition aux crues} = 1 - \frac{périmètre\ de\ la\ zone\ contributive\ en\ km}{2\times\sqrt{\pi\times superficie\ de\ la\ zone\ contributive\ en\ km^2}} \times 0{,}333$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est le niveau d'exposition de la zone humide aux crues ?

Sous-fonction renseignée : atténuation du débit de crue, ralentissement des ruissellements, recharge des nappes.

Interprétation de l'indicateur et principale limite : quand la forme de la zone contributive s'apparente à une sphère, la valeur de l'indicateur est proche de 1 ; il y a alors une plus forte opportunité de réaliser les fonctions hydrologiques dans le site puisque les écoulements sont transmis plus rapidement de la zone contributive vers le site. Le temps de concentration des eaux est faible à l'exutoire augmentant potentiellement l'exposition aux crues. La valeur de l'indicateur diminue avec l'allongement de la forme de la zone contributive. Comme limite, on peut mentionner le caractère très qualitatif de cet indicateur du fait qu'il ne tienne compte ni de la morphologie du cours d'eau, ni des données hydrologiques (par ex. débits de crue biennal, quinquennal). Notez que Bendjoudi et Hubert (2002) soulignent qu'il est discutable de définir des écoulements sur la seule base de l'indicateur de compacité.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



VI.1.4.2. Indicateurs sur le cours d'eau (spécifiques aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial voire estuarien)

1. « Sinuosité du cours d'eau »

Définition de la sinuosité du cours d'eau

Dans un système hydrogéomorphologique alluvial accompagné de conditions naturelles relativement constantes, la sinuosité du cours d'eau fait partie des variables de « réponse » (comme sa largeur, sa pente locale…) qui s'ajustent par rapport aux modifications des variables de « contrôle » (comme le débit liquide et la charge solide) afin d'obtenir une combinaison « dynamiquement stable » entre ces deux types de variables (Schum 1977). La sinuosité du cours d'eau résulte donc d'un ajustement permanent de sa morphologie, autour de conditions moyennes, par le biais des mécanismes d'érosion-dépôt liés aux fluctuations du débit solide (associé à la granulométrie de la charge alluviale) et du débit liquide (couplé à la pente) (Malavoi et Bravard 2010). Ce principe de recherche permanente de son équilibre dynamique par tout cours d'eau est illustré par la « balance de Lane » (Lane 1955). La sinuosité d'un cours d'eau affecte donc sa capacité de rétention des écoulements et des sédiments.

Propriétés associées à la sinuosité du cours d'eau

Le degré de sinuosité d'un cours d'eau est quantifié par le coefficient de sinuosité (SI). Ce coefficient s'obtient par la formule suivante : longueur développée du cours d'eau en suivant l'axe de son lit mineur entre deux points / longueur entre les deux mêmes points en suivant l'axe général d'orientation du cours d'eau. Il existe deux méthodes pour mesurer cette seconde longueur (Malavoi et Bravard 2010). La première consiste à passer par l'axe principal d'orientation du cours d'eau, assimilable à l'axe moyen de l'enveloppe de méandrage (méthode la plus communément employée). La seconde méthode, dite méthode d'Allen (1984), mesure cette seconde longueur en passant par tous les points d'inflexion des sinuosités. Plus la valeur de ce coefficient est élevée, plus le cours d'eau est sinueux (jusqu'au cours d'eau méandriforme). Et inversement, plus ce coefficient est faible, plus le cours d'eau tend vers un profil rectiligne. Ainsi, sur la base de ce coefficient de sinuosité, quatre classes de sinuosités sont généralement prises en compte, selon Malavoi et Bravard (2010) :

- $SI < 1,05$: cours d'eau quasiment rectiligne (par ex. lit moyen des rivières en tresses, de nombreuses rivières chenalisées) ;
- $1,05 < SI < 1,25$: cours d'eau sinueux ;
- $1,25 < SI < 1,5$: cours d'eau très sinueux ;
- $SI > 1,5$: cours d'eau méandriforme.

Le coefficient de sinuosité, peut être utilisé comme un indicateur du degré de cohésion des berges et d'activité géodynamique potentielle du cours d'eau (Malavoi et Bravard 2010) : une sinuosité modérée étant généralement représentative de cours d'eau actifs aux berges peu cohésives, des cours d'eau très sinueux étant pour la plupart peu actifs aux berges très cohésives.

Malavoi et Bravard (2010) concluent qu'un cours d'eau naturel ne présente jamais un tracé rectiligne sauf cas particuliers (contrôle géologique, absence de pente ou très forte pente, ou sur une très courte période comme après scindement de sinuosités). **De fait, un tracé rectiligne est presque toujours indicateur d'une intervention anthropique (appelée rectification), généralement synonyme**

d'altérations hydromorphologiques et écologiques : ces opérations, en modifiant son équilibre dynamique, réduisent les capacités de rétention des écoulements et des sédiments du cours d'eau (la sinuosité produisant une résistance à l'écoulement). Ainsi, selon Malavoi et Adam (2007), la rectification d'un cours d'eau s'exprime dans son cas le plus extrême par le rescindement de méandres (réduction de la sinuosité) et se traduit en général par :

- des dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques caractéristiques dont notamment : la perte de fréquence et de durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques ;
- une déconnexion des annexes hydrauliques ou des anciennes sinuosités rescindées (du fait de l'incision induite, souvent associée aux effets de la mise en place de protections latérales et de digues en même temps que les rescindements) ;
- l'aggravation des inondations en aval.

Plus le cours d'eau est sinueux, plus il oppose une résistance importante aux écoulements, affectant par conséquent la fréquence et la durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques. La submersion du lit majeur en période de crue permet d'atténuer les débits de crue, de réduire la vitesse des écoulements et de favoriser la sédimentation dans la plaine alluviale. L'évaluation de la sinuosité du cours d'eau constitue donc un paramètre qui permet d'évaluer l'intensité du ralentissement des ruissellements et de la rétention des sédiments dans les sites alluviaux (Encadré ci-après). Plus la sinuosité du cours d'eau est importante, plus ces deux fonctions seront à même de s'exprimer.

Encadré 11 : « Sinuosité du cours d'eau »

Paramètre à la base de l'indicateur : la longueur développée du cours d'eau et la longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur la BD ORTHO®.

Où est mesuré le paramètre ? Sur le cours d'eau associé au site.

Indicateur : sinuosité du cours d'eau associé au site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Sinuosité du cours d'eau**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2 $>$ 1, *ALORS* **Sinuosité du cours d'eau** = 1.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2) $\leq$ 1, *ALORS*

Sinuosité du cours d'eau = (longueur développée du cours d'eau / longueur de l'enveloppe de méandrage du cours d'eau en passant par les points d'inflexion des sinuosités) / 2.

Indicateur inspiré du coefficient de sinuosité (SI) mentionné ci-avant dans la bibliographie relative à cet indicateur.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'amplitude de la sinuosité du cours d'eau associé au site ?

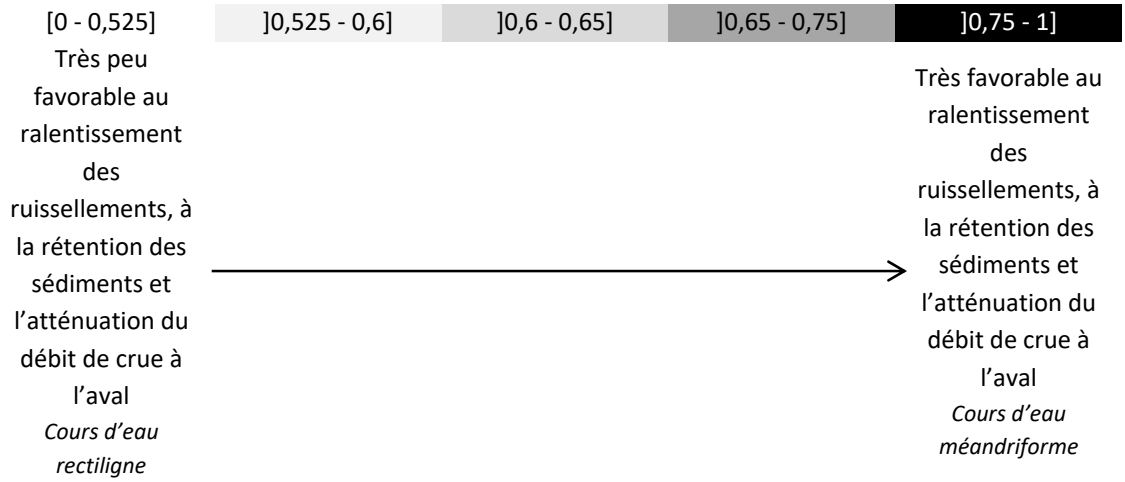
Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments et atténuation du débit de crue à l'aval.

Interprétation de l'indicateur et principales limites :
Plus la valeur de l'indicateur est importante, plus le cours d'eau est sinueux, plus les conditions sont vraisemblablement favorables à des dépôts sédimentaires et au ralentissement des écoulements superficiels dans le site en période de crue. Lorsque la valeur de l'indicateur est :

- $\leq$ 0,525 ; le cours d'eau est rectiligne.
-]0,525 - 0,625] ; le cours d'eau est sinueux ;
-]0,625 - 0,75] ; le cours d'eau est très sinueux ;
- $>$ 0,75 ; le cours d'eau est méandriforme.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



2. « Proximité au lit mineur »

Définition de la proximité de la zone humide au lit mineur

La proximité spatiale d'une zone humide au lit mineur peut être évaluée par la distance métrique entre le centre de la zone humide et le lit mineur du cours d'eau auquel elle est associée.

Propriétés associées à la proximité de la zone humide au lit mineur

D'après le Guide technique des Agences de l'Eau « Les zones humides et la ressource en eau » (2002), l'aptitude d'une zone humide à atténuer les crues dépend notamment de :

- la rugosité des milieux liée aux obstacles susceptibles d'opposer une résistance à l'écoulement (terrain irrégulier, végétation, structures construites) ;
- sa position dans le bassin versant : situation amont/aval dans le bassin versant, mais aussi positionnement par rapport au lit majeur/mineur ;
- sa superficie relative par rapport à celle du bassin de drainage ;
- ses caractéristiques morphologiques (capacité de stockage).

Il est également précisé qu'une des limites de l'efficacité d'une zone humide à assurer sa fonction d'atténuation des crues est l'accessibilité de la zone humide aux crues. Par conséquent, l'emplacement d'une zone humide par rapport au lit mineur du cours d'eau auquel elle est associée, influence l'opportunité pour elle d'assurer les fonctions d'écrêtement des crues et de stockage des sédiments : plus la zone humide est proche du lit mineur (indicateur de proximité élevé, proche de 1), plus elle est accessible par les crues, plus elle a l'opportunité d'assurer ses fonctions d'atténuation des crues et d'interception des matières en suspension.

Quand le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial, la distance entre le site et le cours d'eau auquel il est associé à des effets importants sur la connexion entre la zone humide et le cours d'eau. La proximité spatiale entre le site et le cours d'eau constitue alors un paramètre qui permet d'évaluer sommairement l'isolement du site par rapport au cours d'eau (Encadré ci-après). Plus cette distance est importante, moins les zones humides auront vraisemblablement l'opportunité d'exercer les fonctions de rétention des sédiments en période de crue et d'atténuation au débit de crue à l'aval en tant que zone d'expansion.

Encadré 12 : « Proximité au lit mineur »

Paramètre à la base de l'indicateur : distance entre le lit mineur du cours d'eau et le centroïde du site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur la BD ORTHO®.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : distance entre le lit mineur du cours d'eau et le centre du site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015. La valeur du paramètre est continue, la valeur de l'indicateur sera continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, la distance entre le lit mineur et le centroïde du site a été déterminée pour les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux, soit 43 sites sur les 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de la distance (km) entre le lit mineur du cours d'eau et le centroïde du site pour les 43 sites alluviaux. Le premier quartile est de 0,032 km, la médiane est de 0,070 km et le troisième quartile est de 0,109 km. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,200 km avec 7 sites ayant une distance au lit mineur supérieure à cette valeur.

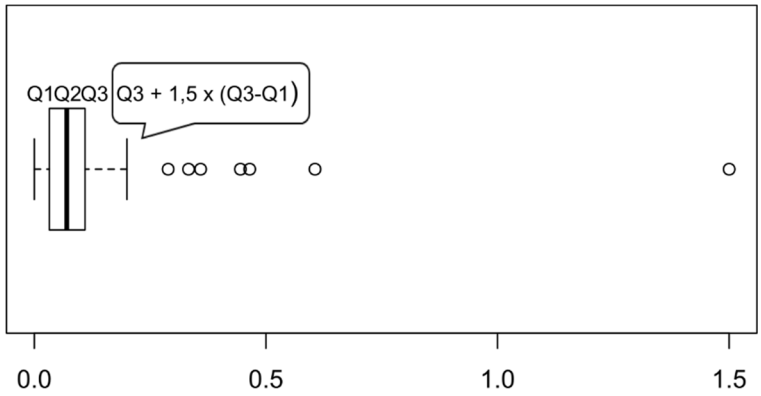


Figure 41 : Distance (en km) entre le lit mineur et le centroïde du site sur les 43 sites tests de 2015 dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la distance entre le lit mineur et le site. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la distance atteindra la valeur extrême supérieure mesurée lors de la phase de test de 2015, soit la valeur de 0,200 km. La distance entre le lit mineur du cours d'eau et le site est donc multipliée par 1 / 0,200 = 5 et retranchée à une valeur de 1. Dans des cas exceptionnels où la distance est ≥ 0,200 km, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial *OU* l'observateur estime que le site a une forme concave ou convexe (risque que le centroïde soit hors du site), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Proximité au lit mineur**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial *ET* la distance entre le lit mineur et le centroïde du site est ≥ 0,200 km*, ALORS* **Proximité au lit mineur** = 0.

SI le site est dans système hydrogéomorphologique alluvial *ET* la distance entre le lit mineur et le centroïde du site est < 0,200 km*, ALORS*

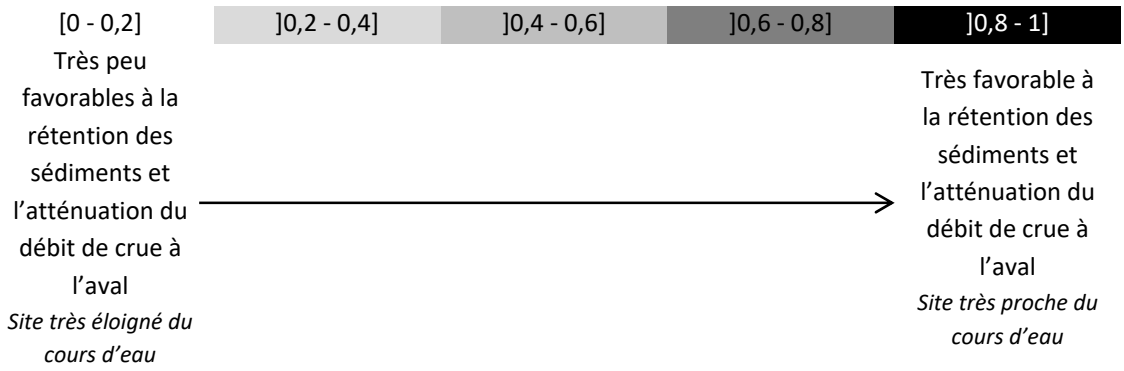
Proximité au lit mineur = 1 – (distance entre le lit mineur et le centroïde du site en km × 5)

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la distance entre le centre du site et le lit mineur du cours d'eau ?

Sous-fonctions renseignées : atténuation du débit de crue à l'aval, rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : plus la valeur de l'indicateur est importante, plus l'ensemble du site est proche du cours d'eau et l'opportunité pour le site de de retenir les sédiments en période de crue et d'atténuer le débit de crue à l'aval est importante. On peut mentionner comme limite à cet indicateur son caractère subjectif déconnecté du fonctionnement hydraulique réel du cours d'eau et de son espace de mobilité.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



3. « Incision du lit mineur »

Les processus de dépôt et d'érosion du lit d'un cours d'eau sont la résultante d'une recherche permanente d'équilibre dynamique entre les flux sédimentaires et les flux hydriques (balance de Lane 1955). Un éventuel déséquilibre de cette balance peut induire un exhaussement ou une incision du lit (réponse du cours d'eau) (Malavoi *et al.* 2011).

L'incision d'un cours d'eau constitue une altération hydromorphologique majeure se traduisant par l'enfoncement (généralisé) du lit mineur dans ses alluvions, résultant d'une érosion régressive ou progressive (Glossaire sur l'Eau, Eau France d'après source Cemagref/Irstea). L'érosion régressive se propage depuis l'aval vers l'amont à partir d'une rupture topographique. A l'inverse, l'incision du lit par érosion progressive est due à un déficit sédimentaire : la rivière, dissipant moins d'énergie dans le transport des sédiments, dispose de plus d'aptitudes pour éroder le fond de son lit et l'érode donc de l'amont vers l'aval jusqu'à retrouver une saturation en charge grossière et/ou jusqu'à obtenir une pente ne permettant plus le transport de sédiments (Malavoi et Bravard 2010).

Définition de hauteur et de largeur du lit de plein bord

La hauteur et la largeur du lit de plein bord déterminent la capacité maximale d'écoulement du chenal du cours d'eau dans son lit mineur avant débordement dans son lit majeur ou dans la plaine d'inondation. En effet, le débit de plein bord (ou débit morphogène) correspond au débit de plein remplissage du lit mineur. La section d'écoulement du lit mineur est définie par la largeur du lit de plein bord (Lpb) et la hauteur du lit de plein bord (Hpb). Le rapport largeur/hauteur du lit de plein bord évolue avec le débit maximum (pouvant évoluer dans le temps selon l'occupation des sols notamment), la pente de la vallée et la taille des particules qui forment le lit (Knighton 1998). C'est un paramètre hydromorphologique clef de la dynamique du cours d'eau.

Selon la théorie de la géométrie hydraulique (Leopold et Maddock 1953, Hey et Thorne 1986), la morphologie du lit d'un cours d'eau, et notamment les paramètres hydromorphologiques de plein bord s'ajustent aux caractéristiques de son bassin versant. Dès lors, en conditions naturelles il est possible de définir des rapports d'équilibre. Une relation communément admise est de la forme :

$$Lpb = aA^b \text{ et } Hpb = cA^d$$

Où

Lpb ; la largeur de plein bord en m

A ; la superficie du bassin versant en km²

Hpb ; la hauteur de plein bord en m

a, b, c et d ; des constantes adimensionelles (valeurs établies sur la relation débit – largeur/longueur dans le cadre des travaux de Leopold. Ces valeurs sont donc des constantes fixes correspondant aux unités de grandeur utilisées) de valeurs respectives de a=1,29, b=0,6, c=0,13 et d=0,4, établies dans la relation de la géométrie hydraulique (Leopold et Maddock 1953) et correspondantes aux unités de grandeur utilisées.

Les études réalisées en France (Petit *et al.* 2005, Gob *et al.* 2014) présentent des valeurs de constantes contrastées selon le contexte national ou régional dans lequel elles sont obtenues et n'apparaissent pas exploitables à l'échelle nationale. La relation la plus communément admise à ce jour reste celle de Leopold et Maddock (1953) dont les valeurs des constantes sont reportées ci-dessus. Ne tenant compte que de la superficie du bassin versant et évaluée sur une variété importante de contexte, elle apparaît assez robuste pour un usage à large échelle en évitant un biais lié aux contextes géographiques locaux des régions dans lesquelles elle a été établie.

Propriétés du rapport largeur/hauteur du lit de plein bord

D'après Malavoi et Bravard (2010) et Malavoi *et al.* (2011), les cours d'eau à forte dynamique morphologique (par ex. forte érosion latérale et forte sédimentation) présentent un fort rapport largeur/hauteur – Lpb/Hpb > 20 – alors que des cours d'eau à faible dynamique (par ex. berges cohésives avec peu d'érosion latérale) présentent un faible rapport largeur/profondeur - Lpb/Hpb ± 3.

Dès lors, une diminution de ce rapport Lpb/Hpb, ou un écart important entre rapport mesuré et rapport estimé peut traduire une incision en cours, qui affecte les fonctions des zones humides riveraines des cours d'eau. Selon Malavoi *et al.* (2011), l'enfoncement du lit (et donc l'augmentation de la hauteur à pleins bords) altère les milieux associés au cours d'eau, notamment les zones humides en lit majeur, qui peuvent se trouver asséchées ou déconnectées. Selon l'intensité de l'incision (de l'enfoncement du lit), les impacts sur les milieux naturels sont plus ou moins importants et plus ou moins réversibles (Piégay 1996, Le Coz 2003, Larue 2004, Steiger *et al.* 2005, Rollet *et al.* 2006). Globalement, une diminution de la diversité des habitats du lit majeur est observée en lien avec une diminution de sa fréquence d'immersion (perte de fonction de ces milieux connexes vis-à-vis de l'écrêtement des crues ou du stockage de sédiments).

De manière générale, les impacts les plus connus de ces mécanismes d'incision liés aux altérations du transport solide sont notamment l'abaissement des nappes phréatiques alluviales et ses effets indirects comme l'assèchement des écosystèmes alluviaux, une érosion accrue des berges non protégées par des cours d'eau cherchant à compenser le déficit de charge solide par une recharge sédimentaire latérale et une réduction de la pente via l'augmentation de la sinuosité, une modification de la nature des fonds voire une mise à nu du substratum rocheux… (Malavoi *et al.* 2011).

L'incision se traduit par des effets hydrogéomorphologiques extrêmement profonds (lit majeur transformé en terrasse alluviale et ne jouant plus de rôle en termes d'écrêtement des crues et déstockage sédimentaire). Le rapport Lpb/Hpb constitue un paramètre permettant d'évaluer sommairement le niveau d'incision du cours d'eau (Encadré ci-après). Plus cette hauteur est importante, moins les zones humides adjacentes au cours d'eau auront vraisemblablement l'opportunité d'exercer les fonctions de ralentissement des ruissellements, de rétention des sédiments, de recharge de nappe ou encore d'atténuation du débit de crue à l'aval.
Par ailleurs, une valeur forte de ce rapport tend également à être défavorable au soutien du débit d'étiage à l'aval ; mais cette fonction n'est pas évaluée pour les zones humides qui sont alluviales.

Encadré 13 : « Incision du lit mineur »

Paramètre à la base de l'indicateur : différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Sur le cours d'eau.

Indicateur : hauteur maximale du niveau à pleins bords du cours d'eau.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien *OU* l'observateur n'a pas été capable de mesurer la différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur*, ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Incision du lit mineur**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien *ET* l'observateur a mesuré la différence topographique maximale entre le niveau à pleins bords du cours d'eau et son lit mineur, *ALORS* **Incision du lit mineur** =

- 1 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $<$ 0,2 m ;
- 0,82 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $\geq$ 0,2 m et $<$ 0,5 m ;
- 0,64 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $\geq$ 0,5 m et $<$ 1 m ;
- 0,46 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $\geq$ 1 m et $<$ 1,5 m ;
- 0,28 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $\geq$ 1,5 m et $\leq$ 2 m ;
- 0,1 ; *SI* hauteur du niveau à pleins bords maximale $>$ 2 m.

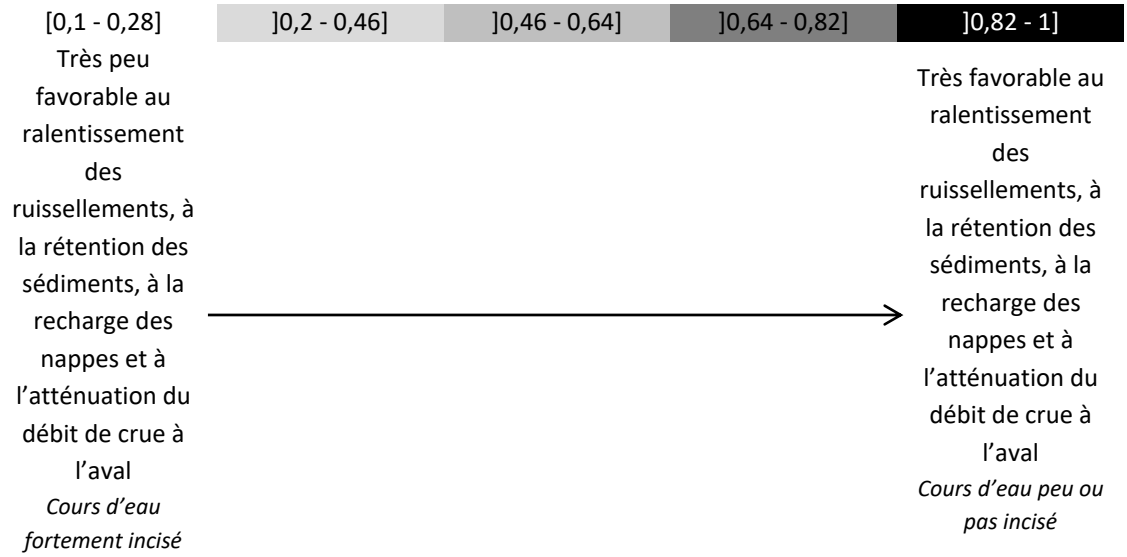
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la hauteur du niveau à pleins bords maximale du cours d'eau ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, atténuation du débit de crue à l'aval.

Interprétation de l'indicateur et principales limites :
Plus la valeur de l'indicateur est importante, plus la hauteur du niveau à pleins bords est faible plus l'opportunité de ralentir les écoulements, de retenir les sédiments qui proviennent des crues, de recharger les nappes et d'atténuer le débit de crue à l'aval est vraisemblablement importante. Plus la valeur de l'indicateur est faible, plus le cours d'eau a un effet potentiellement drainant sur le site.
Comme limite, il est important de souligner que cet indicateur ne traduit pas systématiquement un dysfonctionnement hydraulique (incision). Idéalement, l'indicateur le plus pertinent correspondrait au ratio largeur pleins bords/hauteur pleins bords. En outre, il serait important de vérifier sur tout le linéaire du cours d'eau la présence d'indices signifiant l'occurrence d'un phénomène d'incision. De plus, les classes prises en compte restent assez peu précises.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



VI.1.4.3. Indicateurs dans le paysage

1. « Rareté de l'anthropisation des milieux », « Richesse en milieux » et « Équipartition des milieux »

Remarque : voir la bibliographie en préalable à la présentation des indicateurs « richesse en habitats » et « équipartition des habitats » dans le site, pour la définition de ce qui est considéré comme un habitat dans cette méthode (section VI.1.4.4.12).

Définition du contexte paysager

Le contexte d'une unité d'habitat peut être défini comme la matrice, éventuellement sous la forme d'une mosaïque, qui environne directement l'unité d'habitat (Wiens *et al.* 1993). D'après Wiens (2002), le contexte autour des unités d'habitat est un des six thèmes centraux de l'écologie du paysage ; en plus de la qualité des unités d'habitat, des limites (lisières) entre les unités d'habitat, de la connectivité, de la nécessité de considérer impérativement la notion d'échelle et des exigences écologiques variables des organismes vivants.

Propriétés du contexte paysager

Prendre en compte le contexte autour des unités d'habitat est essentiel car elles ne fonctionnent pas indépendamment les unes des autres, mais comme des composantes fonctionnelles d'un paysage constitué d'écosystèmes multiples. La combinaison des unités d'habitat est donc fonctionnelle vu les interactions et les flux entre elles (Noss 1987). Dans leur revue sur la biodiversité dans le paysage et l'effet de la matrice qui environne les unités d'habitat sur les individus, les populations et les communautés, Prevedello et Vieira (2010) démontrent que le type de matrice autour d'une unité d'habitat a des effets à la fois sur les individus, les populations et les communautés dans 95 % des études. Ces effets seraient très variables selon les espèces mais ils seraient souvent moindres que ceux de la superficie ou de l'isolement des unités d'habitat. Dans 88 % des études, les matrices structurellement similaires aux unités d'habitat sont d'une plus grande qualité pour les organismes étudiés dans l'unité d'habitat en question puisqu'elles permettent d'assurer une certaine connectivité fonctionnelle de l'unité d'habitat avec le paysage.

L'importance du contexte paysager pour expliquer la présence d'une espèce ou l'abondance de ses individus a pu être démontrée chez de nombreuses espèces et communautés. Ainsi l'utilisation des terres adjacentes aux zones humides dans un rayon de 250 à 300 m influence la diversité des plantes ; principalement en affectant l'abondance et la distribution des propagules dans les habitats adjoints et en affectant la dispersion des propagules (Houlahan *et al.* 2006). La composition forestière, la proportion de forêt à feuilles persistantes, la densité de routes… à des distances variables (de 1 km à 300 m) ont des effets significatifs sur la présence de nombreuses espèces d'oiseaux terrestres. Prendre en compte ces effets permet d'estimer les conséquences de différents scénarios d'évolution du paysage sur la présence des espèces avec une approche multi-espèces (Schwenk et Donovan 2011). Concernant les amphibiens et les reptiles, de grandes étendues d'habitats terrestres seraient nécessaires autour des zones humides pour maintenir la biodiversité, pour leur alimentation ou encore pour leur hivernage (Semlitsch et Bodie 2003). D'autres études sur les amphibiens et les reptiles rapportent le rôle du contexte autour des unités d'habitat sur la présence des espèces (effets variables selon les espèces), l'abondance des individus et la richesse spécifique (Gagné et Fahrig 2007, Attum *et al.* 2008).

Dans les paysages hétérogènes, où les stratégies de conservation se concentrent souvent sur des communautés homogènes distinctes, il est recommandé de considérer entre autres le contexte paysager d'un site (par ex. type d'habitat environnant et connectivité) tout autant que les caractéristiques intrinsèques du site (Noss 1987). Les connaissances sur les interrelations entre une zone humide et le paysage environnant sont importantes pour assurer le succès des mesures de restauration tout comme pour préserver les zones humides (Davidsson *et al.* 2000). Le paysage environnant a une importance indéniable pour expliquer la distribution des espèces, mais la gestion et la fragmentation du paysage a souvent une influence encore plus importante. Ainsi, concernant les espèces de papillons, les projets de conservation ne doivent pas seulement se concentrer sur des mesures à l'échelle d'unité d'habitat mais aussi à l'échelle du paysage en tenant compte de la capacité de dispersion de chaque espèce (Cozzi *et al.* 2008).

Le contexte paysager a un effet important sur le fonctionnement écologique des unités d'habitat du site. Dans le cadre de cette méthode, ce contexte paysager sera décrit en évaluant l'anthropisation des milieux, le nombre de milieux naturels et l'équipartition des milieux naturels dans le paysage (Encadrés ci-après). Notez que l'on parle de milieux ici, et non pas d'habitats, car ce qui est décrit dans le paysage du site, correspond à de grandes formations identifiées sur ortho photos au niveau EUNIS niveau 1. Il est considéré qu'en général plus le nombre de milieux et l'équipartition des milieux dans le paysage du site est importante, plus le contexte paysager autour du site est favorable à l'accomplissement du cycle biologique d'un grand nombre d'espèces dans le site. Vu la bibliographie, cet effet peut cependant être variable selon les espèces et peut être négatif quand une très forte diversité d'habitats traduit une importante fragmentation qui réduit la superficie des unités d'habitat notamment.
La ressemblance des habitats du site avec les milieux dans le paysage est évaluée par ailleurs avec l'indicateur « similarité avec le paysage » (section VI.1.4.4.16).

Encadré 14 : « Rareté de l'anthropisation des milieux »

Paramètre à la base de l'indicateur : les unités EUNIS niveau 1.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les milieux EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. À partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes, notamment pour faire la distinction entre les milieux « D Tourbières hautes et bas-marais », « **E** Prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens » et parfois les milieux « **F** Landes, fourrés et toundras ». Des préconisations sont donc fournies pour faciliter ces distinctions.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : part relative des unités EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

Rareté de l'anthropisation des milieux = $S_{Catégorie1}$

Où
$S_{Catégorie\ 1}$; la part relative des unités EUNIS niveau 1 qui ne sont pas considérées comme intensément anthropisées ; soit toutes les unités EUNIS niveau 1 sauf « **I** Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement cultivés » et « **J** Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels ». Lorsque de grands massifs occupés par des espèces invasives sont connus dans le paysage, ils peuvent être inclus dans les milieux « **I** Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement cultivés ».

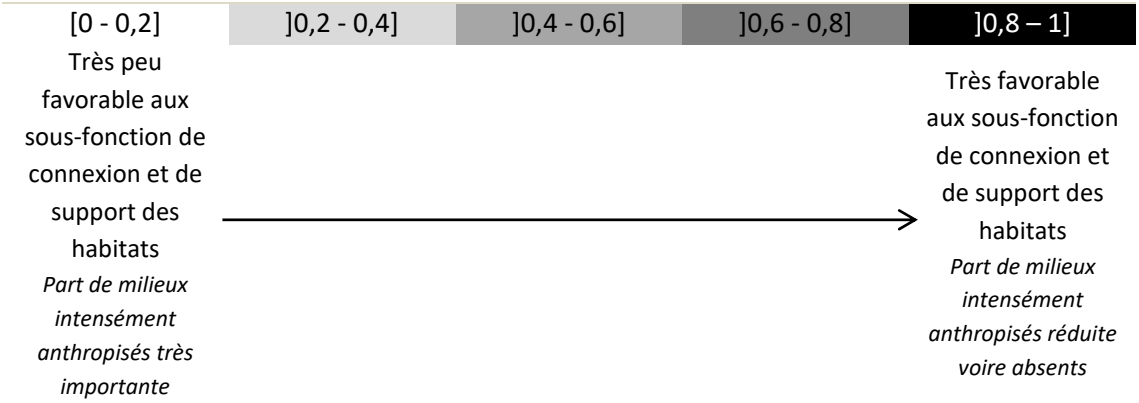
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'ampleur de l'anthropisation des milieux dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats et support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du paysage avec des milieux qui ne sont pas intensément anthropisés croît ; ce qui est en général favorable aux sous-fonctions de connexion et de support des milieux.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. Une description des milieux plus fine dans le paysage permettrait une description plus détaillée de leur caractère anthropisé (par ex. certains milieux peuvent en réalité être considérés comme très anthropisés dans la catégorie « **E** Prairies ; terrains dominées par des herbacées non graminoïdes et fougères » ou « **H** Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée »). Mais étant donné le niveau de description des milieux dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 15 : « Richesse en milieux »

Paramètre à la base de l'indicateur : les milieux au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les milieux EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. À partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les milieux « **D** Tourbières hautes et bas-marais », « **E** Prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens » et parfois les milieux « **F** Landes, fourrés et toundras ». Des préconisations sont donc fournies pour faciliter ces distinctions.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : nombre de milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015. La valeur du paramètre est continue, la valeur de l'indicateur sera également continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Le nombre maximal potentiel de milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage des sites tests est de 10. Lors de la phase de test du prototype 2015, le nombre de milieux EUNIS niveau 1 dans les paysages des sites a été recensé sur 163 sites tests. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre de milieux EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage. Le minimum est de 3 et la valeur médiane est de 5. Un maximum de 8 milieux EUNIS niveau 1 a été recensé (n = 2 sites tests). Deux milieux (« **A** Habitats marins » et « **B** Habitats côtiers ») sont peu représentés, en lien avec la localisation[32] des sites tests de 2015 et le champ d'application de la méthode[33]. Dans les sites d'une superficie $\leq$ 5 ha, un maximum de 7 milieux EUNIS niveau 1 (n = 10 sites tests) avait été recensé dans le paysage des sites tests de 2015.

Tableau 6 : Effectifs des sites tests de 2015 (n = 163) selon le nombre de milieux EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage.

Nombre de milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage	3	4	5	6	7	8
Nombre de sites	9	43	64	24	21	2

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur augmentera avec le nombre de milieux EUNIS niveau 1 recensés dans le paysage du site. Les milieux « **I** Habitats agricoles, horticoles […] » et « **J** Zones bâties […] », qui ont souvent la plus forte empreinte anthropique, ne sont pas considérés. L'indicateur a été étalonné afin que sa valeur soit de 1 lorsque le nombre de milieux recensés dans le paysage du site est $\geq$ 6.

SI le nombre total de milieux EUNIS niveau 1 (sauf « **I** Habitats agricoles, horticoles […] » et « **J** Zones bâties […] ») dans le paysage est $\geq$ 6*, ALORS* **Richesse en milieux** = 1 $\times$ part relative du paysage en milieux naturels.

SI le nombre total de milieux EUNIS niveau 1 est $<$ 6*, ALORS*

$$Richesse\ en\ milieux = \frac{nombre\ total\ de\ milieux\ EUNIS\ niveau\ 1\ recensés\ dans\ le\ paysage}{6} \times part\ relative\ du\ paysage\ en\ milieux\ naturels$$

[32] Peu de sites tests de 2015 sont localisés à proximité du littoral.

[33] Les milieux saumâtres, salés et marins du littoral étaient exclus du champ d'application de la version 1 de la méthode. Les habitats marins et côtiers étaient donc logiquement absents des sites mais ils pouvaient être présents dans le paysage des sites.

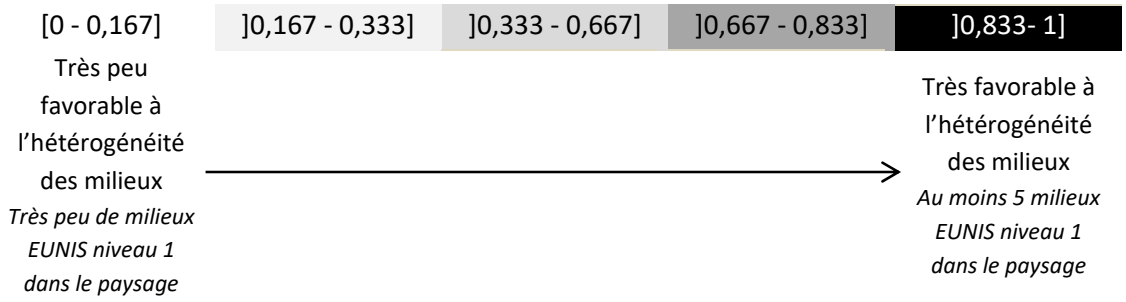
Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur de la version 1 tenait aussi compte des milieux souvent fortement anthropisés. Il apparaissait nécessaire de se focaliser uniquement sur les milieux souvent avec des habitats semi-naturels et naturels.

Question à laquelle répond l'indicateur : quel est le nombre de milieux « naturels » au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 détectés dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le nombre de milieux EUNIS niveau 1 naturels croît dans le paysage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 16 : « Équipartition des milieux »

Paramètre à la base de l'indicateur : les milieux au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur estime la part relative des milieux EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. À partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les milieux « D Tourbières hautes et bas-marais », « **E** Prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens » et parfois les milieux « **F** Landes, fourrés et toundras ». Des préconisations sont donc fournies pour faciliter ces distinctions.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : part relative des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
L'équitabilité représente la distribution relative des milieux dans le paysage. Elle peut être définie comme le rapport entre la diversité mesurée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (c'est-à-dire - Σ pi $\log_{10}$ pi, où pi est la part relative du site occupée par le milieu i (Shannon et Weaver 1949) et la diversité théorique maximale (c'est-à-dire $\log_{10}$ N où N est le nombre de milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage) (Pielou 1966). Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative des milieux EUNIS niveau 1 a été déterminée dans le paysage des 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de l'indice d'équitabilité dans les paysages des 163 sites tests. Le premier quartile est de 0,382, la médiane est de 0,490 et le troisième quartile de 0,570.

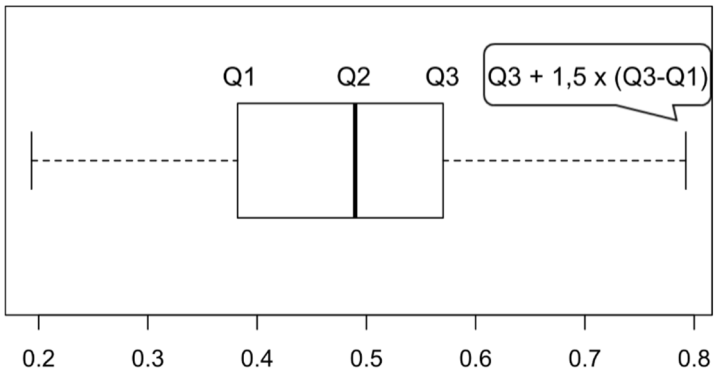


Figure 42 : Indice d'équitabilité des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage des 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :
L'indicateur **Équipartition des milieux** est notamment basé sur l'indice d'équitabilité. Étant donné le mode de calcul de ce dernier, l'indice d'équitabilité varie entre 0 et 1. L'indice d'équitabilité est de 0 quand la totalité du paysage est occupée par un seul milieu EUNIS niveau 1. Il est de 1 lorsqu'il y a équipartition des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage. La valeur de l'indicateur d'équipartition des milieux suivra donc la même variation que l'indice d'équitabilité, mais en tenant compte de l'emprise du paysage occupée par des milieux qui ne sont pas entièrement anthropisés.

$$\textbf{Équipartition des milieux} = \left(- \Sigma \text{ pi } \log_{10} \text{ pi} / \log_{10} \text{ N} \right) \times \textit{part relative du paysage en milieux naturels}$$

Où
N ; est le nombre de milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage. Les milieux « **I** Habitats agricoles, horticoles […] » et « **J** Zones bâties […] », qui ont souvent la plus forte empreinte anthropique, ne sont pas considérés.

pi ; est la part relative du paysage occupée par le milieu EUNIS niveau 1 i, sauf les milieux « **I** Habitats agricoles, horticoles […] » et « **J** Zones bâties […] ».

L'indicateur « équipartition des milieux » est de 0 quand la totalité du paysage est occupé par un seul type de milieu naturel EUNIS niveau 1 et/ou quand il est occupé que par des milieux qui ne sont pas naturels. Il est de 1 lorsqu'il y a équipartition des milieux naturels EUNIS niveau 1 dans le paysage et quand il est occupé que par des milieux naturels. Bien que les retours des tests de 2015 démontrent que les valeurs de 0 et 1 n'ont jamais été atteintes pour cet indicateur (aucun paysage parfaitement homogène ou avec une part de chaque milieu EUNIS niveau 1 identique), la formule d'origine pour calculer l'équitabilité est conservée pour calculer l'indicateur sans réétalonnage ; mais en tenant compte ici de la part relative du paysage avec des milieux naturels.

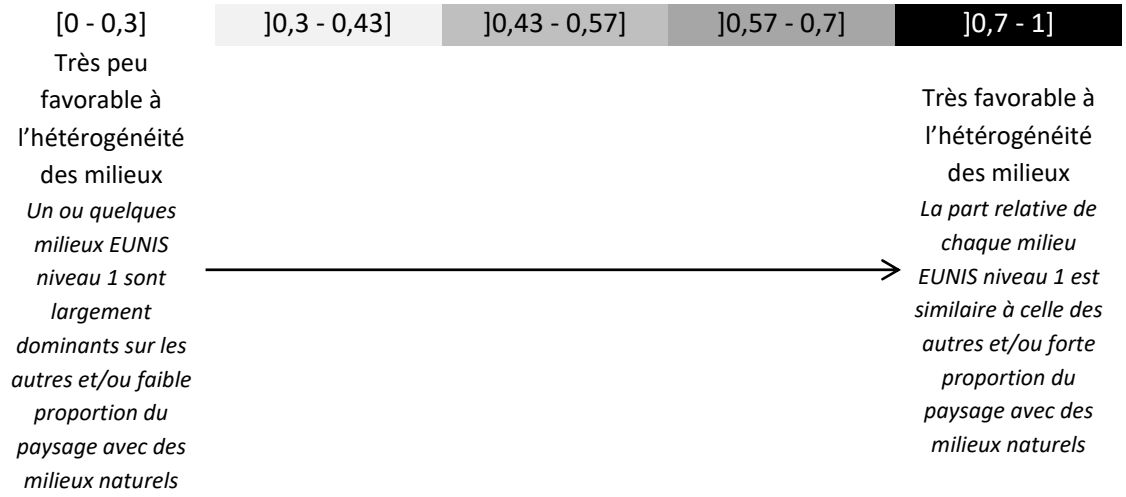
Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur de la version 1 tenait aussi compte des milieux souvent fortement anthropisés. Il apparaissait nécessaire de se focaliser uniquement sur les milieux souvent avec des habitats semi-naturels et naturels.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'équipartition des milieux naturels au sens de la nomenclature EUNIS niveau 1 dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative de chaque milieu naturel EUNIS niveau 1 naturel est de plus en plus similaire à celle des autres milieux naturels EUNIS niveau 1 dans le paysage, il y a équipartition ; et la part relative qu'ils occupent dans le paysage croît également. À l'inverse, quand la valeur de l'indicateur diminue, un type de milieu ou quelques milieux naturels EUNIS niveau 1 dominent de plus en plus les autres milieux naturels du paysage ; et/ou leur part relative dans le paysage diminue.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



2. « Corridors boisés », « Corridors aquatiques permanents », « Corridors aquatiques temporaires », « Rareté des grandes infrastructures de transport » et « Rareté des petites infrastructures de transport »

Définition des corridors

De nombreuses définitions d'un corridor sont proposées dans la littérature (par ex. Beier et Noss 1998, Tischendorf et Fahrig 2000a, Chetkiewicz *et al.* 2006). **Pour Puth et Wilson (2001), la clef de leur définition réside dans un double mécanisme : (1) la canalisation et (2) le mouvement. Ainsi, une structure est un corridor si quelque chose y transite avec une trajectoire plus restreinte que celles possibles dans les unités d'habitat et la matrice. Les corridors sont souvent considérés comme des éléments linéaires du paysage qui connectent au moins deux unités d'habitat naturelles ou semi-naturelles et qui facilitent les mouvements d'un ou plusieurs taxons (Soulé et Gilpin 2001).** Il est possible de décrire les corridors selon leur isolement temporel, leur durée d'existence, la présence et l'emplacement des connexions (Leibowitz et Vining 2003 dans Leibowitz 2003), leurs attributs structurels (sinuosité, largeur, longueur) (voir Hess et Fischer 2001), leurs formes (en bandes, en lignes, anastomosés) (Forman et Godron 1981, Noss 1983), leur nature (par ex. aquatique *versus* terrestre)…

Propriétés des corridors

Les corridors sont des éléments de connectivité, mais ce sont aussi des habitats potentiels, des filtres, des barrières qui s'opposent au déplacement des individus, ou encore des puits et des sources pour les populations (Hess et Fischer 2001). Par exemple, les cours d'eau sont des corridors puisque des organismes vivants, des nutriments et des matériaux y transitent (Forman 1995) et ils facilitent la connexion entre les écosystèmes tributaires. Cependant ils constituent aussi des habitats puisque des espèces y accomplissent tout ou partie de leur cycle biologique (Fraser *et al.* 1999). Hess et Fischer (2001) soulignent donc la nécessité d'intégrer la complexité des fonctions des corridors et de cibler explicitement certaines fonctions dans les projets de conservation. En effet, ces fonctions sont complexes et dépendent aussi de la matrice et des organismes (Tischendorf et Fahrig 2000a).

Les corridors sont des zones d'interactions biotiques et abiotiques majeures entre les unités d'habitat dans le paysage qui ont une influence disproportionnée sur les fonctions comparé à la superficie qu'ils occupent (Puth et Wilson 2001). En général, le taux d'extinction des populations dans des unités d'habitat distinctes décroît quand la qualité ou la superficie de l'unité d'habitat est plus grande alors que la recolonisation s'accroît avec le linéaire de corridors (Forman 1995). Des expérimentations à grande échelle ont montré que les unités d'habitat connectées par des corridors abritaient plus d'espèces végétales autochtones que les unités d'habitat isolées. Ces différences augmentent par ailleurs avec le temps sans que l'invasion par des espèces allochtones des unités d'habitat connectées s'accroissent (Damschen *et al.* 2006). Il a été démontré que les corridors accroissent très significativement les déplacements entre unités d'habitat (par ex. Haddad *et al.* 2003). Le rôle des corridors pour le déplacement des invertébrés, des vertébrés non aviaires et des plantes est plus évident que pour les oiseaux qui se déplacent moins fréquemment dans les corridors ; même s'ils les utilisent aussi plus fréquemment que la matrice pour se déplacer. Il a également été démontré que les déplacements d'individus sont plus fréquents dans les corridors naturels que dans ceux « manipulés » (Gilbert-Norton *et al.* 2010). La jonction créée par les corridors entre des unités d'habitat en fait une piste d'action intéressante pour limiter les effets négatifs de la fragmentation ou favoriser la préservation de populations viables dans les unités d'habitat (Beier et Noss 1998, Orrock *et al.* 2003).

Les efforts pour maintenir et créer ces corridors sont donc importants dans des projets de conservation (Gilbert-Norton *et al.* 2010). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello *et al.* (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée sur l'effet variable des types de corridors selon les espèces considérées.

Les corridors ont une influence majeure sur les flux d'individus. Dans le cadre de cette méthode, il est choisi de discuter l'effet des corridors au regard de la connectivité qu'ils peuvent générer dans le paysage du site. Les types de corridors décrits dans le paysage tiennent principalement compte des exigences biologiques des organismes (terrestres, aquatiques ou amphibies), de l'existence temporaire ou permanente des corridors et des perturbations anthropiques associées. Ainsi, cinq types de corridors sont distingués : (1) les corridors boisés, (2) les corridors aquatiques permanents (habitats aquatiques linéaires avec un écoulement le plus souvent permanent), (3) les corridors aquatiques temporaires, (4) les grandes infrastructures de transport (surtout les autoroutes, les routes nationales et les voies ferrées) et (5) les petites infrastructures de transport (autres réseaux routiers que ceux précités). Il est considéré qu'en général plus les corridors boisés et les corridors aquatiques sont importants dans le paysage d'un site, plus ils sont favorables à la connectivité. A l'inverse, plus les infrastructures de transport sont importantes dans le paysage d'un site, moins elles sont en général favorables à la connectivité (effet barrière pour le déplacement de la plupart des individus) (Encadrés ci-après).

Encadré 17 : « Corridors boisés »

Paramètre à la base de l'indicateur : les alignements d'arbres ou plantations d'arbres fruitiers dont la largeur est $<$ 25 m, avec un espace minimum entre deux haies parallèles $\geq$ 50 m et d'une longueur $\geq$ 100 m, conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les haies de la BD TOPO®.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit d'utiliser (1) les haies du fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® récente et/ou (2) les haies dont il mesure le linéaire sur une BD ORTHO® récente.
Deux sources d'information sont proposées car l'identification des haies dans la BD TOPO® n'est pas complète à l'échelle nationale (40 départements sur la BD TOPO® de 2012 où les haies sont identifiées).
Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles. Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (haies récentes non inventoriées), il peut ajouter les haies identifiables sur une BD ORTHO® récente. Il peut aussi corriger des informations de la BD TOPO® selon sa connaissance du terrain (par ex. arrachement récent d'une haie qui avait été inventoriée dans la BD TOPO®).

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : proportion du paysage occupée par les corridors boisés.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur 40 départements[34] où les haies sont vectorisées dans le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® de 2012. Un examen visuel a permis de vérifier que ces départements étaient représentatifs de contextes bocagers très variés (par ex. Vendée : bocage très dense, Alpes Maritimes : bocage très réduit, Ain : intermédiaire).

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Les 40 départements sont découpés en 3 038 mailles de 10 × 10 km. La figure ci-dessous représente la distribution de la part relative de corridors boisés dans les 3 038 mailles (c'est-à-dire superficie des corridors boisés dans la maille en ha / superficie de la maille en ha). Le premier quartile est de 0,00799, la médiane est de 0,02121 et le troisième quartile est de 0,03794. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,08266. 64 mailles ont une part relative de corridors boisés $>$ 0,08266 (valeurs atypiques).

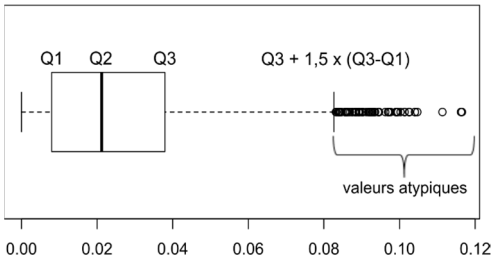


Figure 43 : Part relative de corridors boisés en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km dans 40 départements (n = 3 038 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :

[34] Ain, Allier, Alpes-Maritimes, Ardèche, Ardennes, Aube, Aveyron, Bas-Rhin, Bouches-du-Rhône, Calvados, Cher, Deux-Sèvres, Drôme, Eure, Finistère, Haute-Marne, Hautes-Pyrénées, Haut-Rhin, Indre, Isère, Landes, Loire, Loire-Atlantique, Maine-et-Loire, Marne, Mayenne, Morbihan, Nièvre, Nord, Pas-de-Calais, Puy-de-Dôme, Pyrénées-Atlantiques, Rhône, Sarthe, Savoie, Tarn, Vaucluse, Vendée, Vienne, Yonne. Sur les autres départements, le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® de 2012 existe, mais les haies ne sont pas distinguées des autres types de zones de végétation vectorisées.

La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors boisés dans le paysage. Elle augmentera avec la part relative de corridors boisés dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la part relative de corridors boisés dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure obtenue sur les 3 038 mailles de 10 × 10 km sur 40 départements, soit la valeur de 0,083. La part relative de corridors boisés est donc multipliée par 1 / 0,082661701 = 12,09750 pour obtenir l'indicateur.
La relation entre la superficie de corridors boisés renseignée par la BD TOPO® et le linéaire de corridors boisés mesurés à partir de la BD ORTHO® a été étudiée dans le paysage de 68 sites tests du prototype 2015 où ces valeurs étaient connues. Il existe une relation linéaire (r^2 = 0,87, p-value < $2{,}2.10^{-16}$, ordonnée à l'origine fixée à 0) entre ces deux valeurs sur ces 68 sites. **Part relative de corridors boisés dans le paysage d'après le fichier « ZONE_VEGETATION » de la BD TOPO® = 1,10634 × densité de corridors boisés mesurés par l'observateur sur la BD ORTHO® en km / ha**. Ainsi, d'après cette relation, la valeur extrême supérieure sur la BD TOPO® de 0,08266 correspond à une densité de haies (mesurée sur la BD ORTHO®) de 0,07471 km/ha.
À partir de cette relation, une formule est proposée pour calculer l'indicateur. Elle tient compte du fait que différentes sources d'information peuvent être mobilisées et que l'observateur peut appliquer des corrections.

La superficie de corridors boisés est calculée via la BD TOPO® et/ou l'observateur mesure des linéaires de haies sur la BD ORTHO® qui ne sont pas sur la BD TOPO® :
SI [part relative de corridors boisés dans le paysage d'après la BD TOPO® + 1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO®] est $\geq$ 0,08266*, ALORS* **Corridors boisés** = 1.

SI [part relative de corridors boisés dans le paysage d'après la BD TOPO® + 1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO®] est $<$ 0,08266*, ALORS*

Corridors boisés = (part relative de corridors boisés dans le paysage d'après la BD TOPO®+ (1,10634 × densité de corridors boisés dans le paysage en km/ha mesuré sur la BD ORTHO®)) × 12,09750

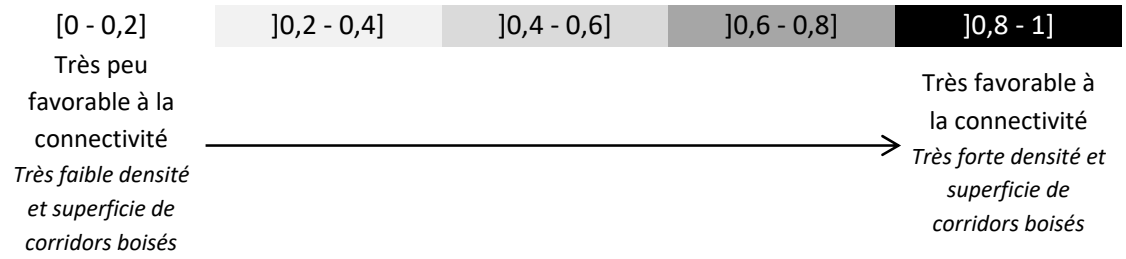
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle proportion du paysage est occupée par des corridors boisés ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la superficie et la densité de haies dans le paysage croissent et la connectivité attribuable aux corridors boisés est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ».
L'interprétation est à nuancer selon le contexte paysager (par ex. une faible densité de corridors boisés dans un paysage forestier n'a pas le même effet que dans un paysage ouvert majoritairement « terrestre ») et l'indicateur ne tient pas compte du taux d'éléments boisés (par ex. bosquets, arbres isolés) dans le paysage, qui est souvent considéré comme un aspect également clef pour la connectivité fonctionnelle.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 18 : « Corridors aquatiques permanents »

Paramètre à la base de l'indicateur : les cours d'eau permanents naturels ou artificiels plus les gros fossés de plus de 2 m de large lorsqu'ils coulent de manière permanente. Les fossés dont le débit n'est pas permanent sont sélectionnés en fonction de l'environnement. Ils sont généralement exclus lorsqu'ils longent une voie de communication conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les éléments vectorisés avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. Les corridors aquatiques permanents inventoriés dans la BD TOPO® qui traversent des grandes étendues d'eau (par ex. lacs) ne doivent pas être pris en compte.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les linéaires vectorisés avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des corridors aquatiques permanents ne sont pas absents de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou grâce à des connaissances de terrain. Des vérifications sur le terrain sont possibles.
Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (corridors aquatiques permanents non inventoriés dans la BD TOPO®), il peut ajouter des corridors aquatiques permanents qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.
Remarque : un inventaire national des cours d'eau est en projet. Il pourrait se substituer à l'utilisation de la BD TOPO® dans le futur.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur toute la France métropolitaine avec le linéaire vectorisé avec un régime permanent dans le fichier « TRONCON_COURS_D_EAU » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de corridors aquatiques permanents (c'est-à-dire le linéaire de corridors aquatiques permanents dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00341 km/ha, la médiane est de 0,00516 km/ha et le troisième quartile de 0,00700 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,01237 km/ha avec 188 mailles ayant une densité de corridors aquatiques permanents supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

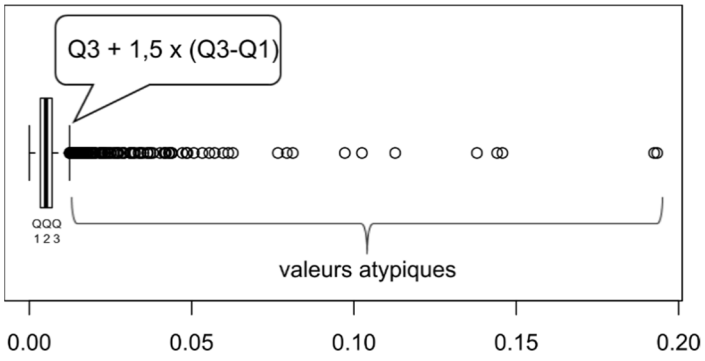


Figure 44 : Densité de corridors aquatiques permanents (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors aquatiques permanents dans le paysage. Elle augmentera avec la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de corridors aquatiques permanents en France métropolitaine, soit la valeur de 0,01237 km/ha. La

densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est donc multipliée par 1 / 0,012372531 = 80,8242065 pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où la densité de corridors aquatiques permanents est ≥ 0,01237 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

SI la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est ≥ 0,01237 km/ha*, ALORS* **Corridors aquatiques permanents** = 1.

SI la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage est < 0,01237 km/ha*, ALORS*

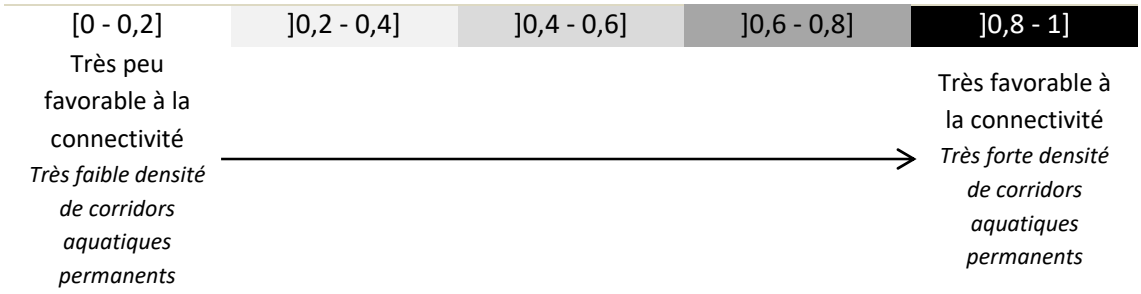
$$Corridors\ aquatiques\ permanents = \frac{linéaire\ total\ des\ corridors\ aquatiques\ permanents\ en\ km\ \times\ 80{,}8242065}{superficie\ du\ paysage\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de corridors aquatiques permanents dans le paysage croît et la connectivité attribuable aux corridors aquatiques permanents est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ». L'interprétation de la valeur de l'indicateur est à nuancer selon le contexte paysager du site. Par exemple, une faible densité de corridors aquatiques permanents dans un paysage avec une forte dominance d'habitats aquatiques (par ex. lacs) n'a pas les mêmes effets que dans un paysage avec des habitats « plus terrestres ». On peut mentionner comme limite à cet indicateur, que l'étalonnage n'est pas fait sur un échantillon de zones humides mais sur toute la France (répartition des zones humides vraisemblablement pas homogène sur tout le territoire).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 19 : « Corridors aquatiques temporaires »

Paramètre à la base de l'indicateur : les cours d'eau temporaires naturels, à l'exception des tronçons de moins de 100 m situés aux extrémités amont du réseau. Les cours d'eau temporaires artificiels ou artificialisés sont sélectionnés en fonction de leur importance et de l'environnement (les tronçons longeant une voie de communication sont exclus, ainsi que les fossés). Les talwegs qui ne sont pas marqués par la présence régulière de l'eau sont exclus conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les éléments vectorisés avec un régime intermittent dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. Les corridors aquatiques inventoriés dans la BD TOPO® qui traversent des grandes étendues d'eau (par ex. lacs) ne doivent pas être pris en compte.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les linéaires vectorisés avec un régime temporaire dans le fichier « TRONCON_COURS_EAU » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des corridors aquatiques temporaires ne sont pas absents de la BD TOPO® avec les SCAN 25®, la BD ORTHO® ou grâce à des connaissances de terrain. Des vérifications sur le terrain sont possibles.
Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (corridors aquatiques temporaires non inventoriés dans la BD TOPO®), il peut ajouter des corridors aquatiques temporaires qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.
Remarque : un inventaire national des cours d'eau est en projet. Il pourrait se substituer à l'utilisation de la BD TOPO® dans le futur.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues sur toute la France métropolitaine avec le linéaire vectorisé avec un régime intermittent dans le fichier « TRONCON_COURS_D_EAU » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de corridors aquatiques temporaires (c'est-à-dire le linéaire de corridors aquatiques temporaires dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00308 km/ha, la médiane est de 0,00668 km/ha et le troisième quartile de 0,01104 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,02297 km/ha avec 324 mailles ayant une densité de corridors aquatiques temporaires supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

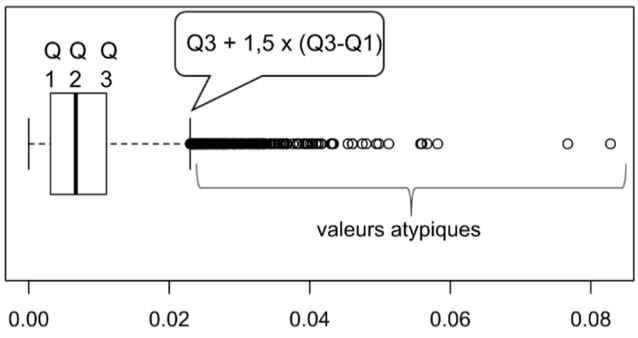


Figure 45 : Densité de corridors aquatiques temporaires (km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 0 s'il n'y a pas de corridors aquatiques temporaires dans le paysage. Elle augmentera avec la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage. Elle sera de 1 lorsque la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des

densités de corridors aquatiques temporaires en France métropolitaine, soit la valeur de 0,02297 km/ha. La densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est donc multipliée par 1 / 0,022974566 = 43,526393 pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où la densité de corridors aquatiques temporaires est $\geq$ 0,02297, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 1.

SI la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est $\geq$ 0,02297 km/ha*, ALORS* **Corridors aquatiques temporaires** = 1.

SI la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage est $<$ 0,02297 km/ha*, ALORS*

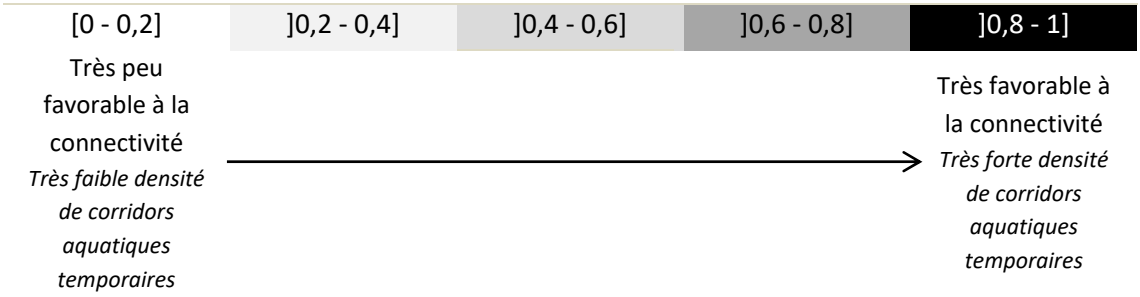
$$Corridors\ aquatiques\ temporaires = \frac{linéaire\ total\ des\ corridors\ aquatiques\ temporaires\ en\ km\ \times\ 43{,}526393}{superficie\ du\ paysage\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de corridors aquatiques temporaires dans le paysage croît et la connectivité attribuable aux corridors aquatiques temporaires est de plus en plus importante pour les espèces qui les utilisent comme « conduit ».
L'interprétation de la valeur de l'indicateur est à nuancer selon le contexte paysager du site. Par exemple, une faible densité de corridors aquatiques temporaires dans un paysage avec une forte dominance d'habitats aquatiques (par ex. lacs) n'a pas les mêmes effets que dans un paysage avec des habitats « plus terrestres ».
On peut mentionner comme limite à cet indicateur, que l'étalonnage n'est pas fait sur un échantillon de zones humides mais sur toute la France (répartition des zones humides vraisemblablement pas homogène sur tout le territoire).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 20 : « Rareté des grandes infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les voies de communication destinées aux automobiles, aux piétons ou aux cycles avec uniquement les tronçons de route d'importance 1 ou 2 conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour les « routes primaires » de la BD TOPO®. Sont également incluses, les portions de voie ferrée. Il s'agit donc surtout des routes nationales, autoroutes et voies ferrées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les infrastructures de transport des fichiers « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25® ou la BD ORTHO®. Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles.
Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), il peut ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connus sur toute la France métropolitaine avec le linéaire des grandes infrastructures de transport vectorisé dans les fichiers « ROUTE_PRIMAIRE » et « TRONCON_VOIE_FERREE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des grandes infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des grandes infrastructures de transport dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 5 859 mailles. Le premier quartile est de 0,00044 km/ha, la médiane est de 0,00185 km/ha et le troisième quartile de 0,00376 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,00873 km/ha avec 310 mailles ayant une densité de grandes infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

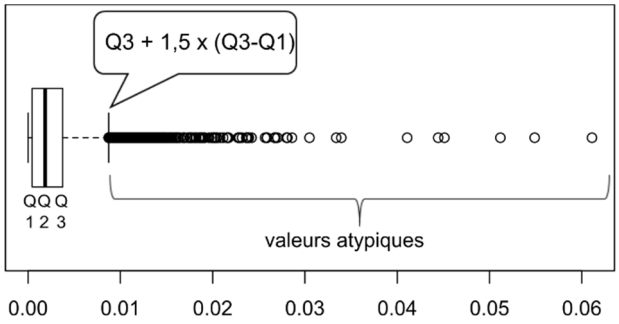


Figure 46 : Densité des grandes infrastructures de transport (en km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 5 859 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque les grandes infrastructures de transport seront absentes du paysage. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de grandes infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,00872 km/ha (la valeur de 0,0087273155 est ici arrondie à 0,00872 pour que l'indicateur ait une valeur comprise entre [0 - 1] avec les formules ci-après). La densité des grandes infrastructures dans le paysage est donc multipliée par 1 / 0,0087273155 = 114,582772 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité des grandes infrastructures

de transport. Dans des cas exceptionnels où la densité des grandes infrastructures de transport est $\geq$ 0,00872 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage est $\geq$ 0,00872 km/ha*, ALORS* **Rareté des grandes infrastructures de transport** = 0.

SI la densité des grandes infrastructures de transport dans le paysage est $<$ 0,00872 km/ha*, ALORS*

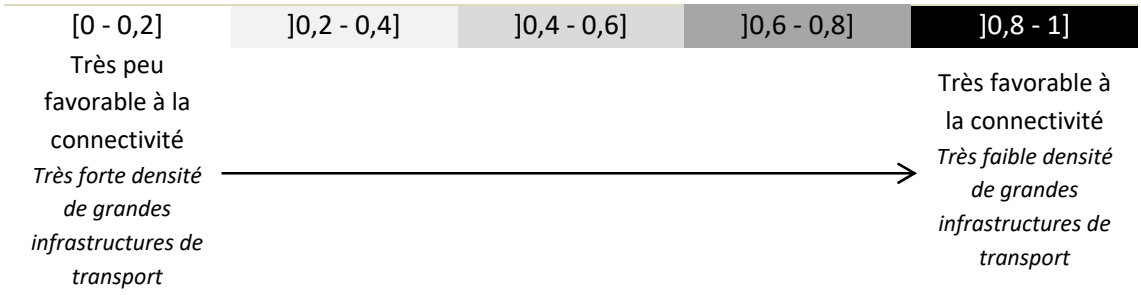
$$Rareté\ des\ grandes\ infrastructures\ de\ transport = 1 - \frac{linéaire\ total\ des\ grandes\ infrastructures\ de\ transport\ en\ km\ \times\ 114{,}582772}{superficie\ du\ paysage\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de grandes infrastructures de transport dans le paysage décroît et l'effet barrière attribuable aux corridors sous la forme de grandes infrastructures de transport est de plus en plus réduit pour les espèces pour lesquelles ils constituent un obstacle à leur déplacement.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner qu'il ne tient pas compte des éventuels aménagements réalisés sur les infrastructures de transport (par ex. passage faune sauvage) qui peuvent atténuer leur effet barrière.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 21 : « Rareté des petites infrastructures de transport »

Paramètre à la base de l'indicateur : les voies de communication destinées aux automobiles, aux piétons ou aux cycles avec uniquement les tronçons de route d'importance supérieure à 2, conformément à la définition de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (2011) pour le réseau secondaire de la BD TOPO®. Il s'agit donc surtout des routes départementales et des voies communales.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : les infrastructures de transport du fichier « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO®. En cas de doute, l'observateur peut vérifier que des infrastructures de transport correspondant à cette définition ne sont pas absentes de la BD TOPO® avec les SCAN 25® ou la BD ORTHO®. Des corrections grâce à des connaissances de terrain sont possibles.
Lorsque l'observateur utilise la BD TOPO® mais qu'elle lui paraît incomplète (infrastructures non inventoriées dans la BD TOPO®), il peut ajouter celles qui correspondent à la définition du paramètre ci-dessus.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le paysage.

Indicateur : densité de petites infrastructures de transport dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connus sur toute la France métropolitaine avec le linéaire des petites infrastructures de transport vectorisé dans le fichier « ROUTE_SECONDAIRE » de la BD TOPO® de 2012.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Un maillage de 10 × 10 km (n = 5 859 mailles) est appliqué sur la France métropolitaine. Un échantillonnage aléatoire parmi ces 5 859 mailles (10 × 10 km) a été réalisé et le linéaire des petites infrastructures de transport a été calculé sur 500 mailles. En effet, il paraissait beaucoup trop compliqué de réaliser cette analyse sur les 5859 mailles.
La figure ci-dessous représente la distribution de la densité des petites infrastructures de transport (c'est-à-dire le linéaire des petites infrastructures de transport dans la maille en km / superficie de la maille en ha) dans les 500 mailles. Le premier quartile est de 0,01975 km/ha, la médiane est de 0,02626 km/ha et le troisième quartile de 0,03334 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,05372 km/ha avec 34 mailles ayant une densité de petites infrastructures de transport supérieure à cette valeur (valeurs atypiques).

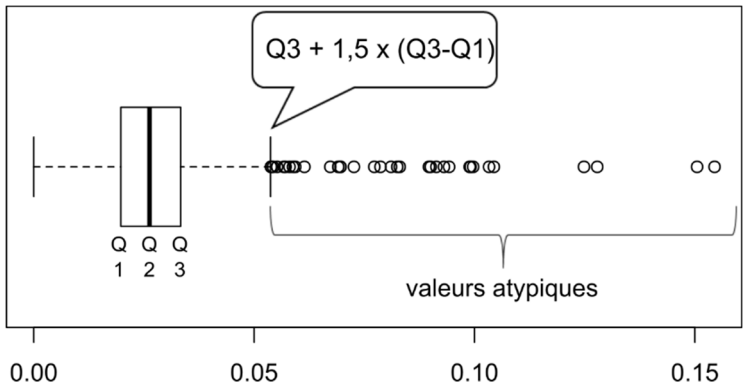


Figure 47 : Densité des petites infrastructures de transport (en km/ha) en France métropolitaine d'après la BD TOPO® de 2012 sur des mailles de 10 km × 10 km (n = 500 mailles).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsque les petites infrastructures de transport seront absentes du paysage. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage atteindra la valeur extrême supérieure des densités de petites infrastructures de transport en France métropolitaine, soit la valeur de 0,05372 km/ha. La densité des petites infrastructures dans le paysage

est donc multipliée par 1 / 0,05372497 = 18,61331891 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité des petites infrastructures de transport. Dans des cas exceptionnels où la densité des petites infrastructures de transport est $\geq$ 0,05372 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage est $\geq$ 0,05372 km/ha*, ALORS* **Rareté des petites infrastructures de transport** = 0.

SI la densité des petites infrastructures de transport dans le paysage est $<$ 0,05372 km/ha*, ALORS*

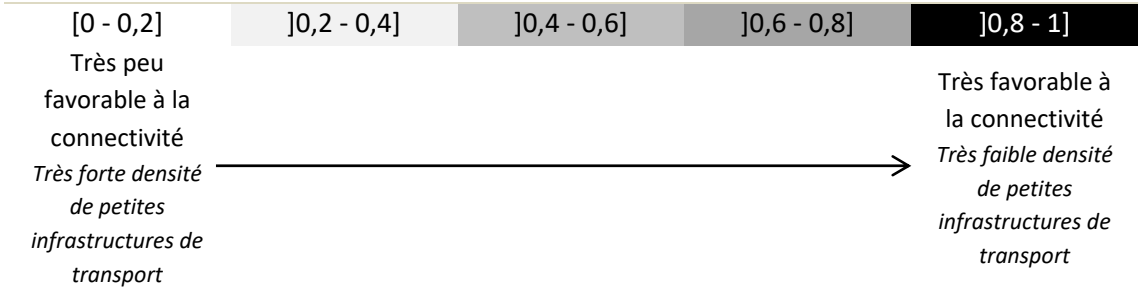
$$Rareté\ des\ petites\ infrastructures\ de\ transport = 1 - \frac{linéaire\ total\ des\ petites\ infrastructures\ \ de\ transport\ en\ km\ \times\ 18{,}61331891}{superficie\ du\ paysage\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage décroît et l'effet barrière attribuable aux corridors sous la forme de petites infrastructures de transport est de plus en plus réduit pour les espèces pour lesquelles ils constituent un obstacle à leur déplacement.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner qu'il ne tient pas compte de l'intensité de la fréquentation des infrastructures de transport ni des éventuels aménagements réalisés sur les infrastructures de transport (par ex. passage faune sauvage) qui peuvent atténuer leur effet barrière.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



VI.1.4.4. Indicateurs dans le site

1. « Végétalisation du site »

Remarque : voir la bibliographie en préalable à la présentation de l'indicateur « dévégétalisation de la zone tampon » (version 1 de la méthode, Gayet *et al*. 2016b).

De même que la zone tampon peut avoir un rôle de « filtre » (effet tampon) majeur sur les transferts de sédiments et de nutriments entre la zone contributive et le site, le site lui-même peut avoir un rôle de « filtre » sur ces transferts vers l'aval. Tout comme dans la zone tampon, de nombreuses caractéristiques peuvent affecter l'efficacité du site à réaliser des fonctions hydrologiques et biogéochimiques. Il est en général admis que la présence d'un couvert végétal permanent dans le site favorise la rétention des sédiments et des nutriments. Dans le cadre de cette méthode, la part du site présentant un couvert végétal permanent (sans distinction du type de couvert) doit donc être estimée par l'observateur pour évaluer l'efficacité du site. Il est donc considéré qu'en général plus la part du site avec un couvert végétal permanent est importante, plus les conditions sont favorables à la rétention des composés azotés, phosphore et des sédiments dans le site (Encadré ci-après).
Remarque : moins la part de la zone tampon avec un couvert végétal permanent est importante plus le site a l'opportunité de retenir des nutriments et des sédiments (c'est-à-dire, apports accrus de nutriment et de sédiments dans le site). Dans le site, plus la part du site avec un couvert végétal permanent est importante plus le site a la capacité de retenir des nutriments et des sédiments (indicateur « végétalisation du site »).

Encadré 22 : « Végétalisation du site »

Paramètre à la base de l'indicateur : le couvert végétal permanent dans le site. Est considéré comme un couvert végétal permanent, un couvert végétal dense, non saisonnier et non clairsemé (sol non observable ou très peu observable). Par exemple, les cultures saisonnières et les couverts végétaux clairsemés où le sol est observable ne sont pas considérés comme un couvert végétal permanent.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur fait un premier repérage du couvert végétal dans le site sur la BD ORTHO® la plus récente disponible. Des vérifications sur le terrain et des corrections éventuelles sont impératives dans un second temps pour estimer la part du site avec un couvert végétal permanent.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site occupée par un couvert végétal permanent.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

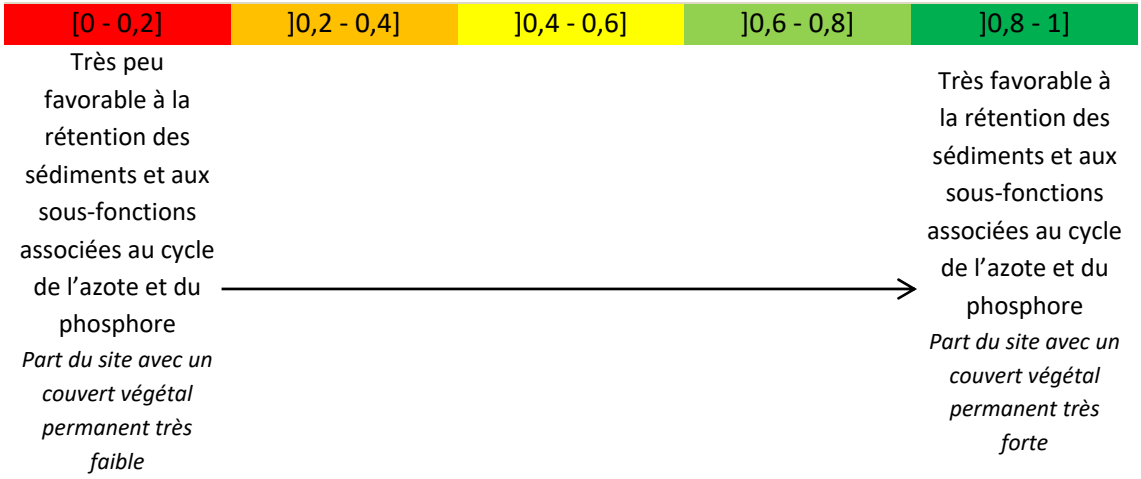
$$\textbf{Végétalisation du site} = \frac{\text{superficie du site avec un couvert végétal permanent en ha}}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part relative du site avec un couvert végétal permanent ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la proportion du site avec un couvert végétal permanent croît et la capacité du site à retenir des sédiments et des composés associés à l'azote et au phosphore en provenance de la zone contributive augmente.
Comme limite, on peut mentionner le fait que cet indicateur ne tienne pas compte de toute une série de paramètres dans le site qui peuvent affecter la rétention des sédiments et des nutriments (par ex. pente ou propriétés du sol).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



2. « Assimilation N et P », « Séquestration C », « Surface terrière carbone », « Surface terrière étiage »

Définition du « stockage » des nutriments dans les tissus végétaux

Les nutriments (N et P) présents dans le sol sont assimilés par les racines des végétaux puis transformés et stockés sous forme organique dans leurs tissus. Lorsque les tissus végétaux se retrouvent au sol sous forme de litière (par ex. chute des feuilles, renouvellement des racines), les formes organiques de l'azote et du phosphore sont alors minéralisées et libérées dans le sol durant la décomposition (Tabacchi *et al.* 2000). **Dans le cas du carbone, la fixation du CO_2 de l'atmosphère a lieu par photosynthèse dans les tissus chlorophylliens des végétaux.** Le stockage des nutriments dans les tissus végétaux est donc temporaire selon des durées qui dépendent du type de tissus (feuille, bois, racines fines, racines lignifiées…).

Propriétés du couvert végétal pour stocker les nutriments

L'importance et le temps de rétention des nutriments par la végétation dépendent de la biomasse végétale totale et de la durée de vie des organes où sont séquestrés les nutriments. **Ainsi, la durée et l'importance du stockage des nutriments varient selon le type de communautés végétales (par ex. Dhondt *et al.* 2006).** Les boisements ont régulièrement été considérés comme des milieux plus efficaces pour retenir l'azote assimilé comparativement aux milieux herbacés (Hefting *et al.* 2005, Maltby 2009). Deux raisons principales sont invoquées pour expliquer ce phénomène : le temps de résidence élevé de l'azote dans les organes lignifiés (Maltby 2009) et la profondeur de l'enracinement (Lowrance *et al.* 1995). Cette hiérarchisation est toutefois sujette à débat. En effet, des résultats contraires ont par exemple été obtenus par Groffman *et al.* (1991), Haycock et Pinay (1993), Osborne et Kovacic (1993). D'autres n'ont pu mettre en évidence de différence significative entre ces types de milieux (Vought *et al.* 1994, Lyons *et al.* 2000, Clément *et al.* 2002, Syversen 2002, Clément *et al.* 2003a,b, Sabater *et al.* 2003). Pour ces raisons et contrairement à Maltby (2009), les couverts de type forestier, herbacé (cultivé ou non) sous réserve dans le cas des couverts herbacés d'exportation de la biomasse (par ex. fauchage, pâturage, faucardage)[35] sont considérés dans cette méthode comme équivalents. **Par extrapolation, les phragmitaies et les autres milieux amphibies végétalisés sont également considérés comme équivalents. En revanche, dans le cas où la biomasse n'est pas exportée, la contribution des milieux herbacés à la rétention azotée est considérée comme plus faible que dans le cas des milieux arborés, étant donné que l'assimilation n'est pas stimulée par le renouvellement des tissus que provoque l'exploitation par l'homme.**

Le phosphore du sol est largement assimilé au cours de la saison de végétation (notamment au printemps) mais, comme l'azote, il est rapidement libéré lors de la sénescence des tissus (Mitsch *et al.* 1995). Son stockage est donc temporaire et dépend des formations végétales (vitesse d'absorption, biomasse totale, durée de vie des organes) mais également des conditions abiotiques locales. À noter que comparativement aux fonctions physico-chimiques comme l'adsorption et la précipitation du phosphore, l'assimilation de phosphore par la végétation est généralement considérée comme réduite (voir Mitsch *et al.* 1995) mais les conclusions à ce sujet sont très variables (par ex. Faulkner et Richardson 1990, Tanner *et al.* 1995, Hunter *et al.* 2001). **L'hypothèse évoquée ci-dessus pour l'azote**

[35] À noter que des résultats tout aussi complexes à analyser ont été obtenus à une échelle plus fine que celle de l'habitat (ou de la communauté végétale). En effet, alors que d'après Coleman *et al*. (2001), *Typha* spp. assimile des quantités d'azote plus importantes que *Scirpus* spp., Picard *et al*. (2005) et Bachand et Home (2000) n'ont observé aucune différence ou des résultats contraires.

d'une équivalence entre les milieux sous réserve d'une exportation de la biomasse végétale dans le cas des milieux herbacés ou cultivés est retenue.

L'importance et la durabilité des stocks de carbone dans une zone humide dépendent en partie du stock de carbone dans les communautés végétales ; mais ils dépendent également d'autres facteurs qui ont une influence cruciale comme l'engorgement. Selon le type de végétaux, la quantité totale produite de biomasse aérienne et souterraine et la durée de vie des organes varient. Les forêts se caractérisent par les plus importants stocks de carbone suivis des communautés arbustives et des milieux ouverts (par ex. Bridgham *et al.* 2006). Cela s'explique notamment par le fait que les tissus végétaux lignifiés riches en carbone ont une durée de vie plus importante. De plus, une fois au sol, ces tissus lignifiés se décomposent beaucoup plus lentement comparativement aux tissus non lignifiés, en particulier en conditions anaérobies.

Couvert végétal et évapotranspiration

La nature de la végétation offre une résistance aux écoulements selon sa rugosité et sa densité (Fustec et Lefeuvre 2000). Cette résistance favorise la réduction des vitesses d'écoulement et l'infiltration de l'eau dans le sol, en augmentant les temps de transfert et la part de l'écoulement retardé (Musy et Higy 2004). Cependant, une part de cette eau infiltrée est reprise par évapotranspiration par les végétaux avec un gradient croissant de cette reprise depuis la strate herbacée à la strate arborée. Les strates herbacées et arbustives participent à la réduction des vitesses d'écoulements en favorisant des transferts verticaux (infiltration) et une reprise évapotranspiratoire faible à modérée qui impacte principalement la réserve utile en eau des horizons supérieurs des sols. Les strates arborées participent fortement quant à elle à la réduction des volumes ruisselés de par une forte augmentation des transferts verticaux et une forte capacité évapotranspiratoire qui impacte aussi les nappes grâce à un système racinaire plus profond (Eastham *et al.* 1990, Ghazavi *et al.* 2008, Redding et Devito 2008, 2010, Benhamou *et al.* 2013, Gobin *et al.* 2015). Ainsi, plus le couvert végétal est dense et apparenté à la strate arborée plus la demande évapotranspiratoire est grande durant la période de croissance végétative et plus le stock d'eau disponible durant la période sèche est faible.

L'assimilation végétale des nutriments dépend du type de couvert végétal et du mode de gestion (exportation ou non de la biomasse) qui affectent la durée et l'importance du stockage dans les tissus végétaux. Le type de couvert végétal est pris en compte pour estimer l'intensité des sous-fonctions d'assimilation végétale de l'azote, des orthophosphates et de séquestration du carbone.
Concernant l'assimilation de l'azote et des orthophosphates, l'ensemble des couverts végétaux sont considérés comme équivalents (sauf les couverts muscinaux ou clairsemés), sous réserve qu'une exportation de la biomasse végétale ait lieu dans le cas des couverts herbacés (cultivés ou non). Dans le cas contraire (absence d'exportation de la biomasse), les couverts herbacés seront considérés moins aptes à retenir l'azote ou le phosphore.
La sous-fonction de séquestration du carbone est évaluée en décrivant la part relative des types de couverts végétaux (présence de tissus végétaux ligneux et modes d'exploitation de la biomasse, principalement par pâturage et fauchage) et la surface terrière dans le site (Encadrés ci-après).
La sous-fonction de soutien au débit d'étiage est également évaluée en tenant compte de la surface terrière, mais il est alors considéré que plus la végétation arborée est importante, plus la sous-fonction de soutien au débit d'étiage est réduite, puisque la végétation prélève alors l'eau du sol

profond qui ne peut plus contribuer au soutien des étiages. Cette sous-fonction est évaluée seulement dans les zones humides de plateau, de source et suintement ou de dépression (voir section I.5.2.1).

Encadré 23 : « Assimilation N et P »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal dans le site et éventuellement les pratiques anthropiques exercées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie et estime la part de chaque type de couvert végétal sur le terrain. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la capacité vraisemblable à assimiler et stocker l'azote et les orthophosphates.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI des couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) sont observés dans le site *ET* la gestion dans ces couverts est inconnue (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Assimilation N et P**.

SI il n'y pas de couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) observés dans le site pour lesquels les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), *ALORS*

$$\textbf{Assimilation N et P} = \frac{S_{Couverts\ clairsemés\ ou\ muscinaux} \times 0{,}1 + S_{Couverts\ herbacés\ sans\ export\ de\ biomasse} \times 0{,}55 + S_{Autres\ couverts} \times 1}{S_{site}}$$

Où
$S_{Couverts\ clairsemés\ ou\ muscinaux}$; la superficie totale de tous les couverts principalement clairsemés (habitats EUNIS niveau 1 « **H** Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée ») ou principalement muscinaux en ha.
$S_{Couverts\ herbacés\ sans\ export\ de\ biomasse}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés (majoritairement composés d'espèces non ligneuses, ex. hélophytes, graminées, cultures) sans export de biomasse annuel (par ex. absence de fauchage, pâturage, faucardage) en ha.
$S_{Autres\ couverts}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés avec export de biomasse (par ex. présence de fauchage, pâturage, faucardage), les couverts principalement arbustifs ($\geq$ 1 m et $<$ 7 m, surtout composés d'espèces ligneuses) et les couverts principalement arborescents (hauteur $\geq$ 7 m) en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

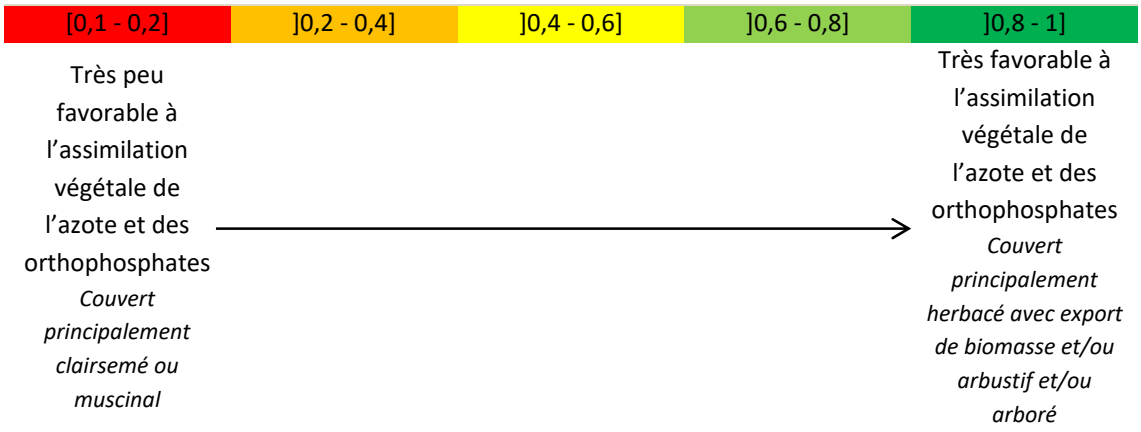
Les valeurs de 0,1, 0,55 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant d'assimilation végétale de l'azote et des orthophosphates selon l'hypothèse que l'assimilation de l'azote et des orthophosphates par la végétation (et donc le stockage de ces composés) est équivalente entre les couverts végétaux, sauf dans les couverts végétaux clairsemés ou muscinaux qui sont peu productifs en biomasse et donc particulièrement peu favorables à l'assimilation et sauf dans les couverts herbacés sans exportation de la biomasse où les pratiques ne stimulent pas l'assimilation.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'influence du type de couvert végétal sur l'assimilation et le stockage des composés associés à l'azote et au phosphore dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le couvert végétal dans le site et éventuellement le mode de gestion associé, sont plus favorables à l'assimilation végétale de l'azote et à l'assimilation végétale des orthophosphates.
Comme limite, on peut mentionner que les types de couverts végétaux pris en compte ici sont relativement peu précis. Par ailleurs, on ne tient pas compte des apports directs par le bétail, source d'azote et de phosphore sur le site (en cas de pâturage).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 24 : « Séquestration C »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal sur le site et éventuellement les pratiques anthropiques exercées.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie et estime la part de chaque type de couvert végétal sur le terrain. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la capacité vraisemblable à séquestrer le carbone.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI des couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) sont observés dans le site *ET* la gestion de ces couverts est inconnue, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Séquestration C**.

SI il n'y pas de couverts herbacés bas ou hauts (majoritairement composés d'espèces non ligneuses) dans le site pour lesquels les pratiques consistant à exporter la biomasse sont inconnues dans ces couverts (par ex. l'observateur ne sait pas s'il y a un fauchage, un pâturage, un faucardage annuel), *ALORS*

$$\textbf{Séquestration C} = \frac{\begin{array}{c} S_{Couverts\ clairsemés\ ou\ muscinaux} \times 0{,}1 + \\ S_{Couverts\ herbacés\ bas\ sans\ export\ de\ biomasse} \times 0{,}25 + \\ S_{Couverts\ herbacés\ bas\ avec\ export\ de\ biomasse} \times 0{,}4 + \\ S_{Couverts\ herbacés\ haut\ sans\ export\ de\ biomasse} \times 0{,}55 + \\ S_{Couverts\ herbacés\ haut\ avec\ export\ de\ biomasse} \times 0{,}7 + \\ S_{Couverts\ arbustifs} \times 0{,}85 + \\ S_{Couverts\ arborescents} \times 1 \end{array}}{S_{site}}$$

Où
$S_{Couverts\ clairsemés\ ou\ muscinaux}$; la superficie totale de tous les couverts principalement clairsemés (habitats EUNIS niveau 1 « **H** Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée ») ou principalement muscinaux en ha.
$S_{Couverts\ herbacés\ bas\ sans\ export\ de\ biomasse}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés bas (hauteur $<$ 1 m) et les cultures, composés majoritairement d'espèces non ligneuses sans export de biomasse annuel (par ex. absence de fauchage, pâturage) en ha.
$S_{Couverts\ herbacés\ bas\ avec\ export\ de\ biomasse}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés bas (hauteur $<$ 1 m) et les cultures, majoritairement composés d'espèces non ligneuses avec export de biomasse annuel (par ex. présence de fauchage, pâturage) en ha.
$S_{Couverts\ herbacés\ haut\ sans\ export\ de\ biomasse}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés hauts (hauteur $\geq$ 1 m) cultivés ou non, majoritairement composés d'espèces non ligneuses sans export de biomasse annuel (par ex. absence de faucardage) en ha.
$S_{Couverts\ herbacés\ haut\ avec\ export\ de\ biomasse}$; la superficie totale de tous les couverts principalement herbacés hauts (hauteur $\geq$ 1 m) cultivés ou non, majoritairement composés d'espèces non ligneuses avec export de biomasse annuel (par ex. présence de faucardage) en ha.
$S_{Couverts\ arbustifs}$; la superficie totale de tous les couverts principalement arbustifs (hauteur $\geq$ 1 m et $<$ 7 m, surtout composés d'espèces ligneuses) en ha.
$S_{Couverts\ arborescents}$; la superficie totale de tous les couverts principalement arborescents (hauteur $\geq$ 7 m).

S_{site} ; la superficie du site en ha.

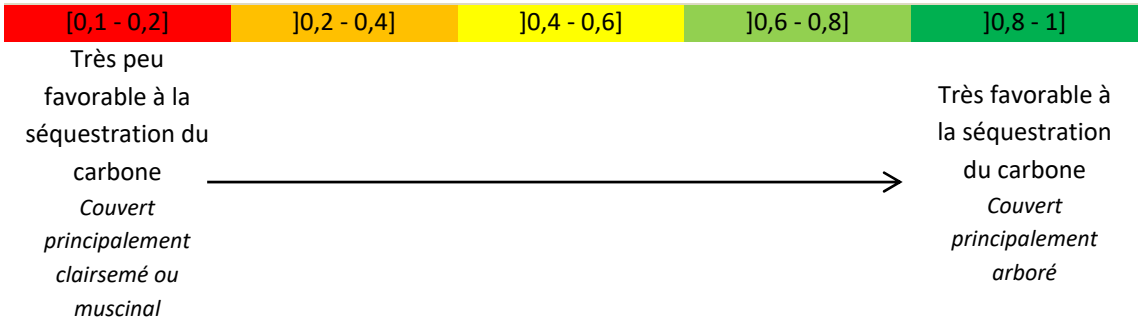
Les valeurs de 0,1, 0,25, 0,4, 0,55, 0,7, 0,85 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant de séquestration du carbone selon l'hypothèse que plus le couvert végétal est ligneux et important, plus la valeur du coefficient est importante et signifie une rétention plus importante du carbone. Dans les couverts non ligneux, l'exportation de biomasse stimule l'assimilation du carbone puis la séquestration du carbone.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'influence du type de couvert végétal sur la séquestration du carbone dans le site ?

Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le couvert végétal dans le site et éventuellement le mode de gestion associé, sont plus favorables à l'assimilation et à la séquestration du carbone.
Comme limite, on peut mentionner que les types de couverts végétaux pris en compte ici sont relativement peu précis. Il n'est par exemple pas possible de distinguer des boisements très anciens (avec vraisemblablement une séquestration du carbone - stock acquis plus important) de boisements moins anciens.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 25 : « Surface terrière carbone »

Paramètre à la base de l'indicateur : la surface terrière d'un peuplement d'arbres est la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur. Elle est habituellement exprimée en m²/ha (Cordonnier *et al.* 2007).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur mesure la somme de la surface de la section transversale des arbres à 1,3 m sur chaque point de mesure avec un relascope à encoches par sous-ensemble homogène[36].

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : surface terrière.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3.

Lors de la phase de test des prototypes 2017 et 2018, la surface terrière a été mesurée avec un relascope sur le terrain, avec 5 mesures réparties de manière homogène dans 39 sous-ensembles homogènes (contexte écologique relativement homogène à l'intérieur d'un site) qui comportaient des habitats avec un couvert forestier. Sur ces sous-ensembles homogènes, les valeurs suivantes sont obtenues : valeur minimale = 1,2 - premier quartile = 11,9 – médiane = 15,8 – moyenne = 17,77 – troisième quartile = 20,4 – valeur maximale = 42,6 – valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) = 33,15.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur est de 0 lorsqu'il n'y a aucun arbre ou aucun habitat forestier dans le site. Elle augmente avec la fréquence des arbres et selon le diamètre de leur section transversale. Elle est de 1 lorsque la surface terrière moyenne dans le site atteint la valeur extrême supérieure mesurée sur les sous-ensembles homogènes des sites tests de 2017 et 2018 avec des habitats avec un couvert forestier soit la valeur de 33. Dans des cas exceptionnels, où la surface terrière moyenne dans le site est ≥ 33, le résultat est corrigé à une valeur de 1.

SI moyenne de la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur mesurée avec un relascope dans les sous-ensembles homogènes multipliée par 4[37] est ≥ 132, *ALORS* **Surface terrière carbone = 1.**

SI moyenne de la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur mesurée avec un relascope dans les sous-ensembles homogènes multipliée par 4 est < 132, *ALORS*

$$\textbf{Surface terrière carbone} = \sum_{i=1}^{N} Surface\ terrière\ carbone_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N.
N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Surface terrière carbone** est calculé à partir des informations relevées sur les points de mesure et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

[36] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

[37] Le résultat est multiplié par 4 car cela correspond au facteur de surface terrière le plus élevé ; tenant donc compte des conditions où la surface terrière mesurée peut être rapportée au facteur de surface terrière le plus fort pour effectuer l'étalonnage.

À l'échelle du sous-ensemble homogène :

$$Surface\ terrière\ carbone_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Surface\ terrière\ carbone_{point\ de\ mesure\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où

i ; le nombre de points de mesure dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P.

P ; le nombre total de points de mesure dans le sous-ensemble homogène.

$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$ *;* la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du point de mesure :

$$Surface\ terrière\ carbone_{point\ de\ mesure} = \frac{N \times FST}{132}$$

N *;* somme de la surface de la section transversale des arbres à 1,3 m sur chaque point de mesure, mesurée avec un relascope à encoches.

FST; facteur de surface terrière de 1 dans le cas de peuplement peu dense, 2 dans le cas de peuplement dense et 4 dans le cas de peuplement très dense (voir Cordonnier *et al.* 2007).

132 *;* valeur maximale (valeur correspondant à une surface terrière moyenne de 33 et avec un peuplement très dense).

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la surface terrière dans le site ?

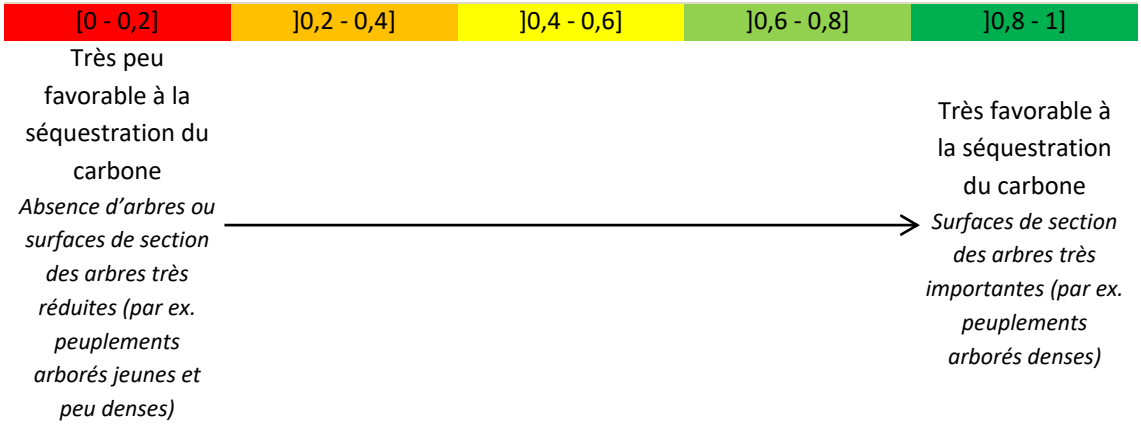
Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la surface terrière dans le site est plus importante, la surface de la section des arbres croît et les conditions sont plus favorables à la séquestration du carbone sur le long terme dans le couvert arboré.

Comme limite, on peut notamment mentionner que la surface terrière ne tient pas compte du fait que certaines espèces d'arbres peuvent croître peu en circonférence mais davantage en hauteur et que cette mesure mérite le plus souvent d'être couplée avec d'autres informations pour qualifier plus précisément un peuplement arboré (voir Cordonnier *et al.* 2007). Enfin, le relascope manuel est utilisé pour mesurer la surface terrière, et il peut comporter un certain biais, notamment sur les terrains avec une pente forte.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 26 : « Surface terrière étiage »

Paramètre à la base de l'indicateur : la surface terrière d'un peuplement d'arbres est la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur. Elle est habituellement exprimée en m²/ha (Cordonnier *et al.* 2007).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur mesure la somme de la surface de la section transversale des arbres à 1,3 m sur chaque point de mesure avec un relascope à encoches par sous-ensemble homogène[38].

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : surface terrière.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.2 de la section VI.1.3.3.

Lors de la phase de test des prototypes 2017 et 2018, la surface terrière a été mesurée avec un relascope sur le terrain, avec 5 mesures réparties de manière homogène dans 39 sous-ensembles homogènes (contexte écologique relativement homogène à l'intérieur d'un site) qui comportaient des habitats avec un couvert forestier. Sur ces sous-ensembles homogènes, les valeurs suivantes sont obtenues : valeur minimale = 1,2 - premier quartile = 11,9 – médiane = 15,8 – moyenne = 17,77 – troisième quartile = 20,4 – valeur maximale = 42,6 – valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) = 33,15.

Valeur octroyée à l'indicateur :

La valeur de l'indicateur est de 0 lorsqu'il n'y a aucun arbre ou aucun habitat forestier dans le site. Elle augmente avec la fréquence des arbres et selon le diamètre de leur section transversale. Elle est de 1 lorsque la surface terrière moyenne dans le site atteint la valeur extrême supérieure mesurée sur les sous-ensembles homogènes des sites tests de 2017 et 2018 avec des habitats avec un couvert forestier soit la valeur de 33. Dans des cas exceptionnels, où la surface terrière moyenne dans le site est ≥ 33, le résultat est corrigé à une valeur de 1.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique de plateau, source et suintement ou de dépression, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Surface terrière étiage**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique de plateau, source et suintement ou de dépression, *ET* la moyenne de la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur mesurée avec un relascope dans les sous-ensembles homogènes multipliée par 4[39] est ≥ 132, *ALORS* **Surface terrière étiage = 1.**

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique de plateau, source et suintement ou de dépression, *ET* la moyenne de la somme de la surface de la section transversale de chaque arbre dont le diamètre est > 17,5 cm, à 1,3 m de hauteur mesurée avec un relascope dans les sous-ensembles homogènes multipliée par ' est < 132, *ALORS*

$$\textbf{Surface terrière étiage} = 1 - \sum_{i=1}^{N} Surface\ terrière\ étiage_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N.
N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.

[38] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

[39] Le résultat est multiplié par 4 car cela correspond au facteur de surface terrière le plus élevé ; tenant donc compte des conditions où la surface terrière mesurée peut être rapportée au facteur de surface terrière le plus fort pour effectuer l'étalonnage.

L'indicateur **Surface terrière étiage** est calculé à partir des informations relevées sur les points de mesure et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Surface\ terrière\ étiage_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Surface\ terrière\ étiage_{point\ de\ mesure\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où

i ; le nombre de points de mesure dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P.

P étant le nombre total de points de mesure dans le sous-ensemble homogène.

P ; le nombre total de points de mesure dans le sous-ensemble homogène.

$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

<u>À l'échelle du point de mesure :</u>

$$Surface\ terrière\ étiage_{point\ de\ mesure} = \frac{N \times FST}{132}$$

N ; somme de la surface de la section transversale des arbres à 1,3 m sur chaque point de mesure, mesurée avec un relascope à encoches.

FST; facteur de surface terrière de 1 dans le cas de peuplement peu dense, 2 dans le cas de peuplement dense et 4 dans le cas de peuplement très dense (voir Cordonnier *et al.* 2007).

132 ; valeur maximale (valeur correspondant à une surface terrière moyenne de 33 et avec un peuplement très dense).

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la surface terrière dans le site ?

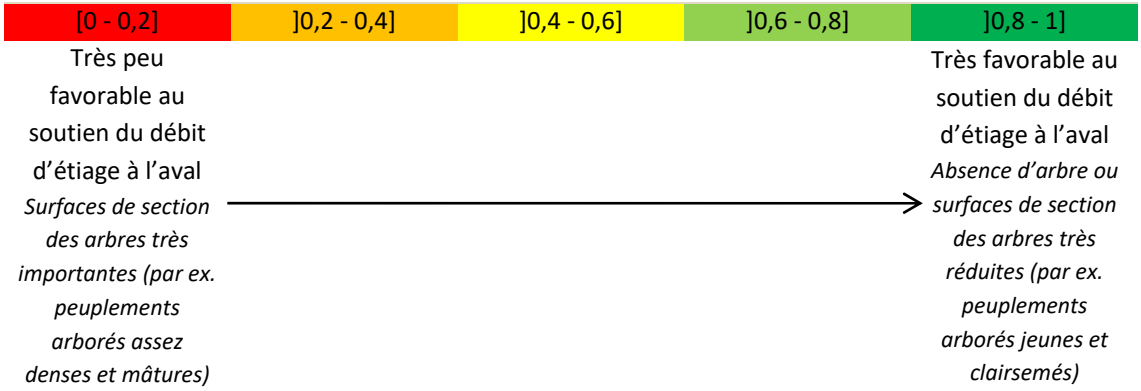
Sous-fonction renseignée : soutien au débit d'étiage.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la surface terrière dans le site est plus réduite, la surface de la section des arbres décroît et les conditions sont plus favorables au soutien du débit d'étiage (plus faible évapotranspiration par les arbres sur le site).

Comme limite, on peut notamment mentionner que la surface terrière ne tient pas compte du fait que certaines espèces d'arbres peuvent croître peu en circonférence mais davantage en hauteur et que cette mesure mérite le plus souvent d'être couplée avec d'autres informations pour qualifier plus précisément un peuplement arboré (voir Cordonnier *et al.* 2007). Enfin, le relascope manuel est utilisé pour mesurer la surface terrière, et il peut comporter un certain biais, notamment sur les terrains avec une pente forte.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



3. « Rugosité du couvert végétal » spécifique aux sites dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien

Définition de la rugosité associée au couvert végétal

L'étendue de la variabilité de la topographie est appelée la rugosité (Moser *et al.* 2007a). Le relief et le couvert végétal affectent cette rugosité. Ils ont donc un effet direct sur les écoulements.

Propriété de la rugosité du couvert végétal

Les écoulements en surface possèdent une énergie cinétique qui est dispersée non seulement par l'érosion des berges, du lit mineur et du lit majeur mais également par le relief et la végétation d'une zone humide (Agence de l'eau RM&C 2007). Dans les cours d'eau comme dans les zones humides, la végétation constitue donc une source de résistance face aux écoulements (Gu *et al.* 2007). **Kadlec (1990) considère même que la végétation est à l'origine de l'essentiel de la résistance opposée aux écoulements dans les zones humides.** Quand un écoulement traverse la végétation, la résistance aux écoulements dépend du type de végétation, de la densité de végétation, de la profondeur de l'eau et de la vélocité de l'écoulement (Gu *et al.* 2007). Les mécanismes de résistance qui résultent de l'interaction des écoulements avec les tiges ou la canopée de la végétation sont selon Roig (1994 dans Tsihrintzis et Madiedo 2000) : (1) les traînées formées, (2) les frottements superficiels, (3) les ondes de vagues formées et (4) les pertes d'énergie dues à la viscosité du fluide et à la turbulence.

L'hétérogénéité du couvert végétal conduit à des différences de durée de rétention des eaux dans les zones humides (Kadlec 2000 dans Kjellin *et al*. 2007, Wörman et Kronnäs 2005). Une faible vélocité des écoulements signifie que les particules sédimentaires et les composés associés (nutriments et autres) sont retenus sur une période plus importante dans la zone humide, permettant aux fonctions biogéochimiques de se dérouler (par ex. assimilation, dénitrification). De plus, l'eau peut s'infiltrer pour alimenter les aquifères sous-jacents. Dans la plupart des cas, les zones humides au sein d'un bassin versant permettent de réduire les pics de crues et de maintenir les écoulements en période de sécheresse (Maltby 2009). La résistance opposée par la végétation aux écoulements affecte l'efficacité du traitement des eaux en ralentissant les écoulements, ce qui permet aux fonctions biogéochimiques d'avoir lieu. Plus la végétation est dense, plus elle a une influence sur ces fonctions en augmentant les surfaces qui agissent sur la nitrification et la dénitrification (voir Kjellin *et al.* 2007).

Les formules traditionnelles pour estimer la résistance aux écoulements dans les chenaux sont les équations de Darcy-Weisbach, de Chèzy et de Manning selon Tsihrintzis et Madiedo (2000). Parmi ces trois équations celle de Manning, aussi appelée formule de Gauckler–Manning, ou de Gauckler–Manning–Strickler, est certainement l'une des plus communément utilisées. Elle est mesurée ainsi :

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2}$$

Dans cette équation V est la vélocité moyenne des écoulements ($m.s^{-1}$), R est le rayon hydraulique de la section dans laquelle l'écoulement a lieu (m), S est la pente ($m.m^{-1}$) et n est le coefficient de rugosité de Manning (Kröger *et al.* 2009). **Des valeurs de *n* sont fournies dans la**

littérature pour les plaines inondables (Tableau ci-après). Ainsi, par ordre décroissant, les couverts arborés opposent la résistante la plus élevée aux écoulements comparé aux couverts arbustifs et aux couverts herbacés.

Tableau 7 : Valeurs du coefficient de Manning n dans les plaines inondables selon le couvert végétal (issues de White 2005).

Type de couvert végétal	*n*
Couvert arboré	0,15 ± 0,05
Broussailles denses	0,075 ± 0,025
Broussailles peu denses	0,05 ± 0,02
Pâtures et terres cultivées	0,035 ± 0,01

D'autres valeurs sont proposées dans la littérature pour n afin d'estimer la rugosité opposée par d'autres types de surfaces traversées par les écoulements.

Notez que les valeurs déclinées dans le tableau qui précède correspondent souvent à une ordination courante dans la bibliographie pour expliquer l'influence du couvert végétal sur les écoulements ; mais qu'il existe selon les références des détails plus ou moins importants entre types de couverts végétaux, avec des distinctions par ex. selon le type de couvert végétal herbacé (haut, bas, permanent) (voir par ex. Maidment 1993, Dingman 2002).

Dans les zones humides alluviales ou estuariennes, le couvert végétal peut affecter fortement la vitesse d'écoulement des eaux. Il affecte donc les flux hydro-sédimentaires en surface et également l'efficacité des fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.

Bien que cela présente un intérêt certain pour caractériser la résistance opposée aux écoulements dans une zone humide, le relief associé à la surface de fond de la zone humide n'est pas pris en compte dans cette méthode, car cela semble requérir des relevés topographiques trop chronophages pour être envisageables dans le cadre de l'application de cette méthode. Ainsi, seul le couvert végétal est pris en compte pour caractériser la rugosité opposée aux écoulements dans les zones humides alluviales et estuariennes avec cette méthode (Encadré ci-après). Il est considéré que plus le couvert végétal est important, plus l'efficacité des fonctions en rapport avec le ralentissement des ruissellements, la rétention des sédiments et les fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore est importante dans les sites alluviaux et estuariens.

Encadré 27 : « Rugosité du couvert végétal »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de couvert végétal dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur fait une première description des couverts végétaux sur la BD ORTHO® la plus récente disponible. Des vérifications et des corrections éventuelles sont indispensables dans un second temps sur le terrain pour estimer la part de chaque couvert végétal dans le site. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des couverts végétaux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative de chaque type couvert végétal dans le site modulée selon la rugosité opposée aux écoulements en surface.

Étalonnage de l'indicateur : cas 1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rugosité du couvert végétal**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien, *ALORS*

$$\textbf{Rugosité du couvert végétal} = \frac{S_{Couverts\ bas} \times 0{,}2333 + S_{Couverts\ intermédiaires} \times 0{,}4167 + S_{Couverts\ hauts} \times 1}{S_{site}}$$

Où

$S_{Couverts\ bas}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux $<$ 1 m (essentiellement prairies, cultures…) et les zones sans couvert végétal en ha.

$S_{Couverts\ intermédiaires}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux $\geq$ 1 m et $<$ 7 m (essentiellement les strates arbustives sans strate arborée) en ha.

$S_{Couverts\ hauts}$; la superficie totale de tous les couverts végétaux $\geq$ 7 m (essentiellement arborescent) en ha.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0,2333, 0,4167 et 1 sont attribuées à chaque type de couvert végétal pour indiquer un niveau croissant de rugosité opposée aux écoulements. Ces valeurs sont issues de celles proposées dans le coefficient de rugosité de Manning, mais étalonnée pour avoir une valeur maximale de 1 (voir coefficient de rugosité de Manning *n* ci-avant dans la bibliographie ; une moyenne de la valeur du coefficient de rugosité pour un couvert arbustif dense et peu dense a été utilisée pour le couvert végétal $\geq$ 1 m et $<$ 7 m).

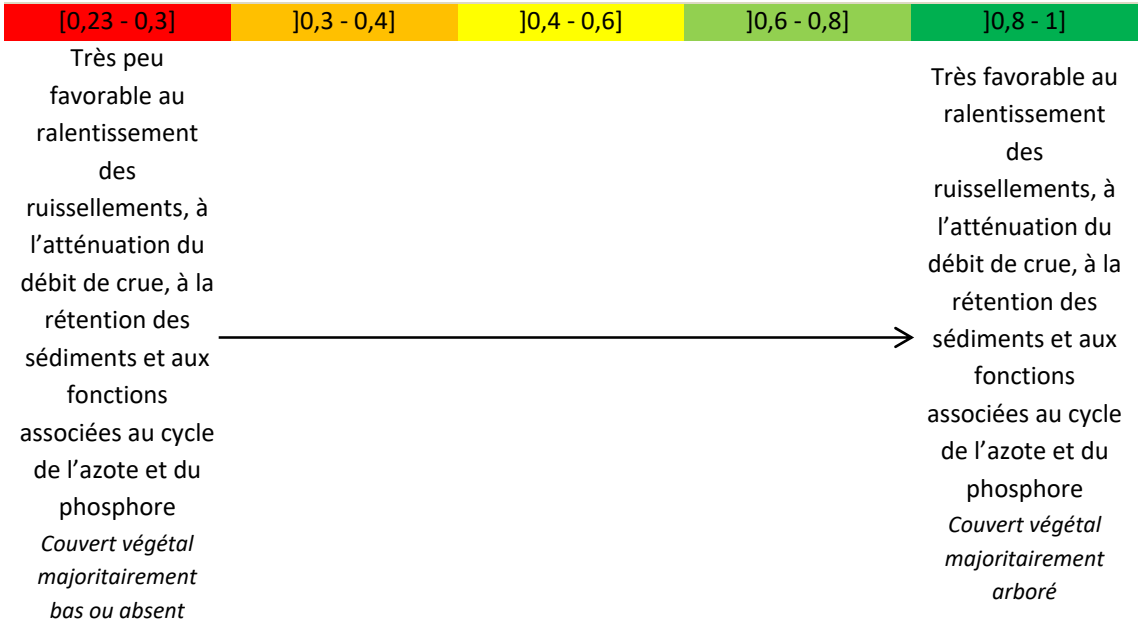
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la rugosité opposée aux écoulements de surface par le couvert végétal dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, atténuation du débit de crue, rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, adsorption et précipitation du phosphore, assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la rugosité du couvert végétal croît dans le site et les conditions dans le site sont plus favorables au ralentissement des ruissellements, à l'atténuation du débit de crue, à la rétention des sédiments, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'adsorption et précipitation du phosphore et à l'assimilation végétale des orthophosphates.
Comme limite, on peut mentionner le fait qu'il n'y a pas d'indicateur qui tienne compte de la rugosité associée au relief dans la méthode. Par ailleurs, l'indicateur a surtout un intérêt pour les zones humides alluviales où

la submersion a lieu lorsque le débit à pleins bords du cours d'eau peut être dépassé et ainsi inonder la plaine alluviale. De plus, cet indicateur ne se base pas sur une information précise, déclinée par ex. selon le sous-type de couvert végétal (par ex. pas de distinction entre un sol temporairement à nu et un couvert végétal permanent herbacé). L'effet de la rugosité du couvert végétal peut aussi dépendre de la pente.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



4. « Rareté des rigoles », « Rareté des fossés », « Rareté des fossés profonds », « Rareté des drains souterrains »

Définition des systèmes de drainage

Les drains sont des aménagements anthropiques en surface ou souterrains. En surface, les drains sont sous la forme de fossés. Ce sont souvent des chenaux linéaires conçus par l'homme qui suivent les limites des parcelles, avec des virages à angle droit et sans relation avec les contours naturels du paysage. Il diffère donc des cours d'eau qui résultent de processus naturels, ont un aspect plus sinueux, ne suivent pas les limites des parcelles (ou antérieurement à la délimitation des parcelles) et ont une relation avec les contours naturels du paysage (par ex. en fond de vallée) (Williams *et al.* 2003). Cette distinction entre fossé et cours d'eau vaut dans la plupart des cas, mais des difficultés peuvent être rencontrées pour les distinguer dans des contextes particulièrement anthropisés. La règlementation française précise dans la circulaire du 2 mars 2005 la définition de la notion de cours d'eau par deux critères : présence d'un lit dont l'origine est naturelle, caractère permanent d'un débit suffisant une majeure partie de l'année. Par défaut, tout ce qui n'est pas un cours d'eau serait donc un fossé ou une rigole. Les drains souterrains sont des tubes enfouis qui se déchargent dans un fossé ou un cours d'eau. **L'aménagement des fossés et des drains souterrains a pour objectif d'évacuer les eaux de surface durant les intempéries et d'abaisser le niveau de la nappe phréatique pour réduire le stress des plantes cultivées, assécher le sol pour qu'il soit plus facilement praticable par les équipements agricoles (Skaggs *et al.* 1994, Needelman *et al.* 2007) ou encore pour exploiter la tourbe (Price *et al.* 2003).**

Propriétés des systèmes de drainage

Pour que les concentrations de nutriments et de sédiments soient réduites durant leur transfert dans les zones humides, les eaux de drainage doivent en général être stockées au moins deux semaines avant d'être déversées dans un chenal. Les suivis sur les zones humides restaurées indiquent que plus la durée de rétention des eaux est longue plus la qualité des eaux en bénéficie (voir la revue de Woltemade 2000). En accélérant la circulation de l'eau, les systèmes de drainage limitent la rétention de l'eau, des nutriments et des sédiments dans les zones humides. Ils affectent donc les dynamiques hydrologiques, les flux de nutriments, la structure et le fonctionnement des zones humides et des cours d'eau. Ces impacts cumulés sur l'hydrologie, la géomorphologie, le cycle des nutriments et la dynamique sédimentaire ont de profonds effets sur l'ensemble de l'écosystème (Blann *et al.* 2009).

Les recherches ne sont pas unanimes sur les effets du drainage, mais la grande majorité des travaux indiquent que combiné à des changements d'utilisation du sol, le drainage accroît les pics d'écoulement, les pertes de sédiments et de nutriments. Le drainage en surface est parfois insuffisant et cela explique parfois le recours à l'aménagement de drains souterrains. **Le drainage en surface accroît les écoulements superficiels, les pertes de sédiments et de nutriments adsorbés sur les sédiments (Skaggs *et al.* 1994, Blann *et al.* 2009).** Même dans les paysages avec un relief peu marqué, un fossé peut faire office de conduit pour évacuer les sédiments qui proviennent des apports souterrains et de l'érosion des berges et qui sont véhiculés par les eaux de surface. **La végétation et l'accumulation de matière organique dans les fossés peuvent expliquer que les sédiments soient alternativement déposés et remis en suspension. Certaines pratiques de gestion comme le curage peuvent favoriser les pertes de sédiments qui sont alors exportés vers l'aval (Needelman *et al.* 2007).**

Les modalités de restitution de l'eau (mécanisme et lieu) par le système de drainage en surface ou souterrain peuvent affecter la qualité de l'eau et les flux hydrologiques subséquents. **Les pertes de phosphore et de polluants présents dans les sols sont plus significatives avec les drains de surface que les drains souterrains, étant donné que ces composés sont principalement présents dans le sol proche de la surface.** Selon les caractéristiques des fossés, le relargage de phosphore peut être atténué (par ex. échanges hyporhéïques, rétention du phosphore dissous par adsorption sur les matériaux accumulés dans le lit des fossés). Les fossés qui drainent les terres agricoles peuvent aussi transporter des quantités importantes d'azote, avec des concentrations souvent considérables comparé aux cours d'eau (non saturés en azote). La minéralisation, la nitrification et la dénitrification de l'azote peuvent aussi avoir lieu dans les fossés. **Le drainage souterrain est à l'origine d'une hausse significative des pertes de nitrates. En effet, l'export des nitrates est tributaire des écoulements et ces derniers sont favorisés par le drainage souterrain (Blann *et al.* 2009).**

Il est important de noter que les effets des fossés ou des drains souterrains varient selon les caractéristiques du réseau de drainage et de la zone humide (par ex. pente, position dans le paysage, type de sol, pratiques culturales) (voir Skaggs *et al.* 1994). L'effet du drainage souterrain sur les ruissellements et les pics d'inondation varient ainsi selon les précipitations, le type de sol, la profondeur de la nappe phréatique, la topographie, la conception du réseau de drainage… (Blann *et al.* 2009). De nombreux travaux rapportent des augmentations des débits après le drainage des tourbières, mais l'impact sur le débit de pointe est variable, celui-ci pouvant être augmenté, réduit ou demeurer inchangé (voir Koivusalo *et al.* 2008). Dans les tourbières, l'efficacité des drains est corrélée à la profondeur des drains, à la distance entre les drains, à la conductivité hydraulique de la tourbe, avec des effets maximaux à proximité des drains qui s'estompent rapidement quand l'éloignement avec les drains croît (voir Price *et al.* 2003). **La gestion des fossés peut particulièrement affecter leurs effets.** La turbidité des eaux et les exports de matériaux solides dissous ou en suspension peuvent être particulièrement favorisés juste après le creusement des fossés mais cet effet se réduit avec la stabilisation du chenal associé au fossé. Semer le chenal après le creusement d'un fossé permet de réduire l'érosion des berges et donc les exports de sédiments (voir Skaggs *et al.* 1994). La gestion du niveau d'eau dans les fossés est une clef de la gestion de beaucoup de zones humides. Cela peut passer par le maintien d'un niveau d'eau élevé dans les fossés grâce à de petites structures retenant l'eau. Cependant des études ont démontré que cette gestion pouvait n'avoir de conséquences qu'à proximité immédiate des fossés quand les sols des zones humides possèdent une faible conductivité hydraulique (Armstrong et Rose 1999, Acreman *et al.* 2007). A l'inverse, le nettoyage des fossés peut accroître les ruissellements et abaisser le niveau de la nappe phréatique mais cet effet n'est pas systématique (Koivusalo *et al.* 2008). Un moyen efficace de gérer le relargage de sédiments par les fossés consiste à aménager une zone exutoire pour déposer les sédiments à la sortie des fossés. Ainsi, la gestion des fossés à partir de l'ingénierie écologique et agronomique peuvent réduire leurs effets (voir la revue de Needelman *et al.* 2007).

L'aménagement de systèmes de drainage dans le site peut avoir des effets vraisemblablement importants sur les flux hydro-sédimentaires et les flux de nutriments dans le site, avec des effets en cascade sur tout l'écosystème. Les indicateurs proposés dans cette méthode concernent à la fois la zone tampon et le site car selon l'ampleur et le type de drainage mis en place, leur incidence sur les fonctions peut se faire ressentir à plus ou moins grande distance, même s'ils ne sont pas localisés dans le site.

Étant donné que les effets des drains varient selon le système de drainage (drains souterrains *versus* drains en surface avec des fossés), leurs effets sont distingués dans le cadre de cette méthode. En complément, comme les caractéristiques des fossés peuvent également impacter les fonctions réalisées par le site, la profondeur et la végétalisation des fossés sont également prises en compte dans cette méthode (Encadrés ci-après).

Il est considéré que :

- **plus la densité du système de drainage en surface est réduite dans le site et dans la zone tampon, plus les conditions sont favorables au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.**
- **plus le linéaire de fossés occupé par un couvert végétal permanent est important, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.**
- **plus la part du site et de la zone tampon sans drainage souterrain est importante, plus les conditions sont favorables à la recharge des nappes à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général.**

Encadré 28 : « Rareté des rigoles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les rigoles, soit les fossés d'une profondeur < 0,3 m, conformément aux catégories de travaux soumis à la rubrique 3.3.1.0 : nivellement du sol et création de fossés de la nomenclature sur l'eau / police de l'eau et aux décisions suivantes T. police Tarbes, 13 février 2014, n°122930000440 ; Cass. crim., 25 mars 1998, n° 97-81.389 ; CA Rennes, 9 sept. 1999, n° 98/00864.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.
La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de rigoles est mesurée à partir du linéaire de rigoles rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, elles ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les rigoles dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de rigoles hors du site, mais à quelques mètres du site).
Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des rigoles qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de rigoles dans le site et dans sa zone tampon.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, le linéaire de rigoles dans le site et dans sa zone tampon a été déterminé sur les 163 sites tests. Des rigoles ont été observées sur 31 des 163 sites tests.
La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de rigoles (c'est-à-dire linéaire de rigoles dans le site et sa zone tampon en km / superficie du site en ha) dans les 31 sites où des rigoles sont présentes (exclusion des sites sans rigoles). Le premier quartile est de 0,016 km/ha, la médiane est de 0,041 km/ha et le troisième quartile de 0,081 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,176 km/ha avec un site ayant une densité de rigoles supérieure à cette valeur.

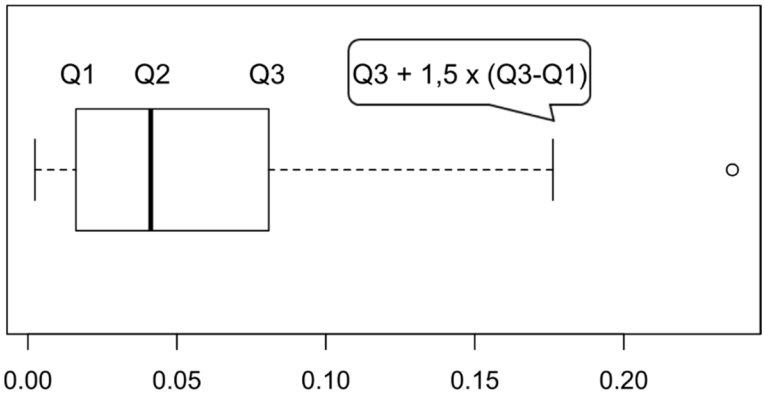


Figure 48 : Densité de rigoles (en km/ha) dans les 31 sites tests de 2015 où des rigoles étaient présentes.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de rigole dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de rigoles. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de rigoles atteindra la valeur extrême supérieure des densités de rigoles mesurées sur les sites tests de 2015, soit la valeur de 0,176 km/ha. La densité des rigoles est donc multipliée par 1 / 0,17619 = 5,676 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de rigoles. Dans des cas exceptionnels où la densité est ≥ 0,176 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité des rigoles est $\geq$ 0,176 km/ha*, ALORS* **Rareté des rigoles** = 0.

SI la densité des rigoles est $<$ 0,176 km/ha*, ALORS*

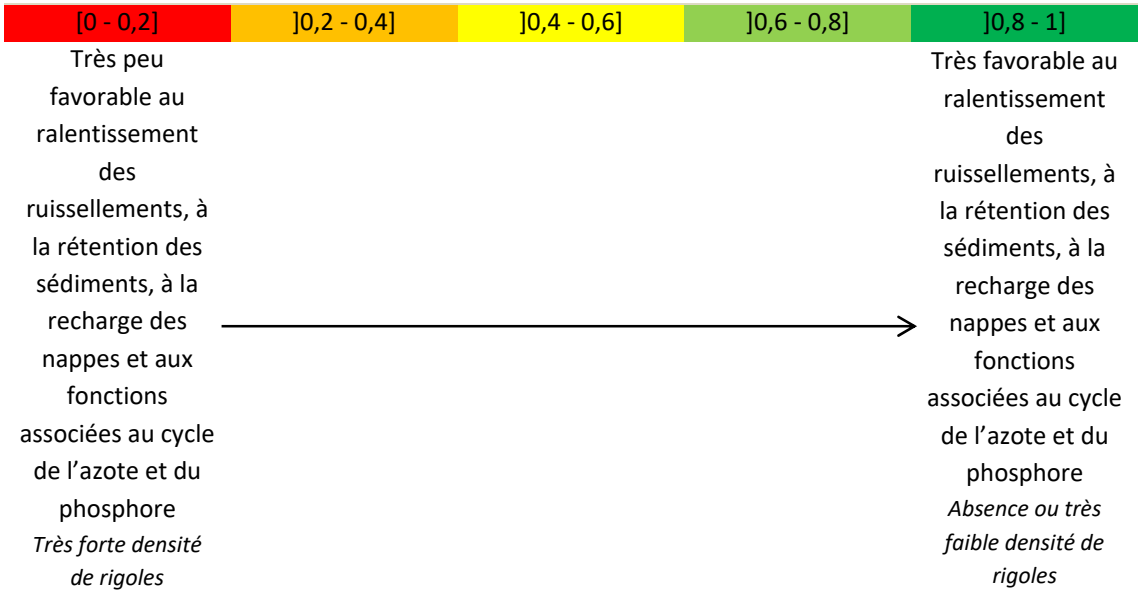
$$Rareté\ des\ rigoles\ = 1 - \frac{linéaire\ total\ des\ rigoles\ en\ km\ \times\ 5{,}676}{superficie\ du\ site\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de rigoles dans le site et dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, atténuation du débit de crue, soutien au débit d'étiage, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de rigoles est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont donc plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.
Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et rigoles se base sur la réglementation en vigueur étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils, orientation des rigoles) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage en place.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 29 : « Rareté des fossés »

Paramètre à la base de l'indicateur : les fossés dont la profondeur est ≥ 0,3 m et < 1 m. Les fossés profonds (profondeur ≥ 1 m) et les rigoles (profondeur < 0,3 m, conformément aux catégories de travaux soumis à la rubrique 3.3.1.0 : nivellement du sol et création de fossés de la nomenclature sur l'eau / police de l'eau et aux décisions suivantes T. police Tarbes, 13 février 2014, n°122930000440 ; Cass. crim., 25 mars 1998, n° 97-81.389 ; CA Rennes, 9 sept. 1999, n° 98/00864) sont exclus.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.
La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de fossés est mesurée à partir du linéaire de fossés rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, ils ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les fossés dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de fossés hors du site, mais à quelques mètres du site).
Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des fossés qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de fossés dans le site et dans sa zone tampon.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, le linéaire de fossés dans le site et dans sa zone tampon a été déterminé sur chacun des 163 sites tests. Des fossés ont été observés sur 78 des 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution de la densité de fossés (c'est-à-dire le linéaire de fossés dans le site et sa zone tampon en km / superficie du site en ha) dans les 78 sites où des fossés sont présents. Le premier quartile est de 0,030 km/ha, la médiane est de 0,063 km/ha et le troisième quartile de 0,153 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,280 km/ha avec 4 sites ayant une densité de fossés supérieure à cette valeur.

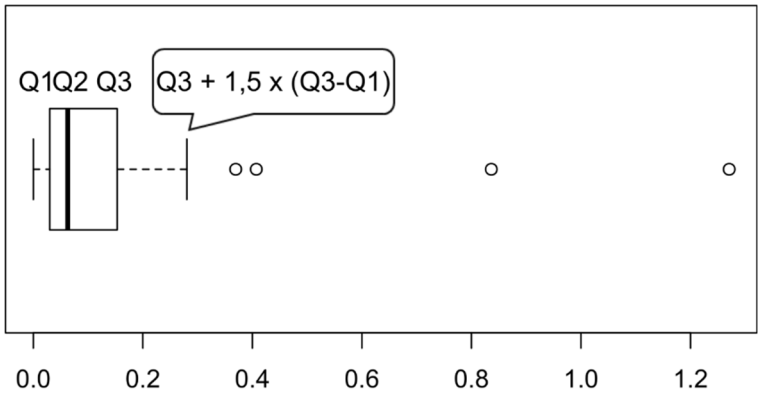


Figure 49 : Densité de fossés (en km/ha) dans les 78 sites tests de 2015 où des fossés étaient présents.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de fossé dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de fossés. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de fossés atteindra la valeur maximale des densités mesurées sur les sites tests de 2015, soit la valeur de 0,280 km/ha. La densité de fossés est donc multipliée par 1 / 0,28036 = 3,56688 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de fossés. Dans des cas exceptionnels où la densité est ≥ 0,280 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité de fossés est $\geq$ 0,280 km/ha*, ALORS* **Rareté des fossés** = 0.

SI la densité de fossés est $<$ 0,280 km/ha*, ALORS*

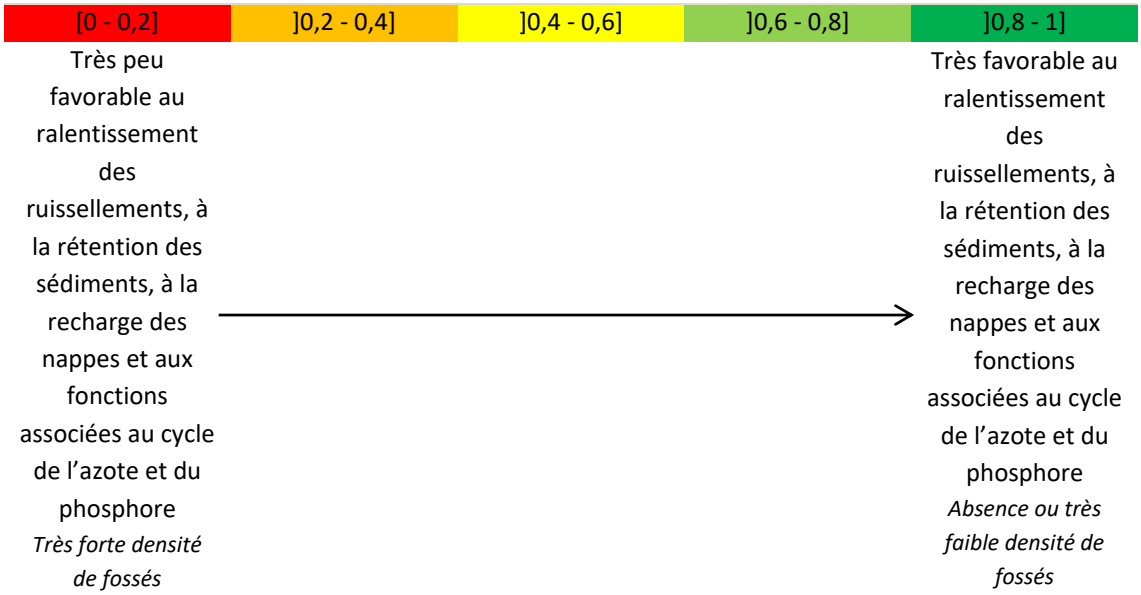
$$Rareté\ des\ fossés\ = 1 - \frac{linéaire\ total\ des\ fossés\ en\ km\ \times\ 3{,}56688}{superficie\ du\ site\ en\ ha}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de fossés dans le site dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, atténuation du débit de crue, soutien au débit d'étiage, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de fossés est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.
Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et rigoles se base sur la réglementation en vigueur étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 30 : « Rareté des fossés profonds »

Paramètre à la base de l'indicateur : les fossés dont la profondeur est $\geq$ 1 m.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.
La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la densité de fossés profonds est mesurée à partir du linéaire de fossés profonds rapporté à la superficie du site (en km/ha). En effet, ils ont potentiellement des effets dans un rayon autour de leur implantation et les fossés profonds dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de fossés profonds hors du site, mais à quelques mètres du site).
Dans le cas d'un site alluvial qui est sur une seule rive mais dont la zone tampon s'étend sur les deux rives, n'est mesuré que le linéaire des fossés profonds qui sont sur la même rive que le site.

Indicateur : densité de fossés profonds dans le site et dans sa zone tampon.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation du paramètre n'est pas connue a priori mais le linéaire de fossés profonds n'a pas été mesuré lors de la phase de test effectuée en 2015.
L'indicateur a été étalonné à partir des mesures sur la densité de fossés dans les sites tests de 2015 (voir Encadré précédent) ; en émettant l'hypothèse que lorsque les fossés profonds sont présents, leur densité est vraisemblablement moins importante celles fossés non profonds (effet drainant vraisemblablement plus important des fossés profonds que celui des fossés non profonds en général).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y a pas de fossé profond dans le site ou dans sa zone tampon. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la densité de fossés profonds. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la densité de fossés profonds atteindra la moitié de la valeur maximale des densités de fossés mesurées sur les sites tests de 2015 (Encadré précédent), soit la valeur de 0,28036 / 2 = 0,14018 km/ha. La densité de fossés profonds est donc multipliée par 1 / 0,14018 = 7,134 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de fossés profonds. Dans des cas exceptionnels où la densité est $\geq$ 0,140 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité de fossés profonds est $\geq$ 0,140 km/ha*, ALORS* **Rareté des fossés profonds** = 0.

SI la densité de fossés profonds est $<$ 0,140 km/ha*, ALORS*

$$Rareté\ des\ fossés\ profonds\ = 1 - \frac{linéaire\ total\ des\ fossés\ profonds\ en\ km\ \times\ 7{,}134}{superficie\ du\ site\ en\ ha}$$

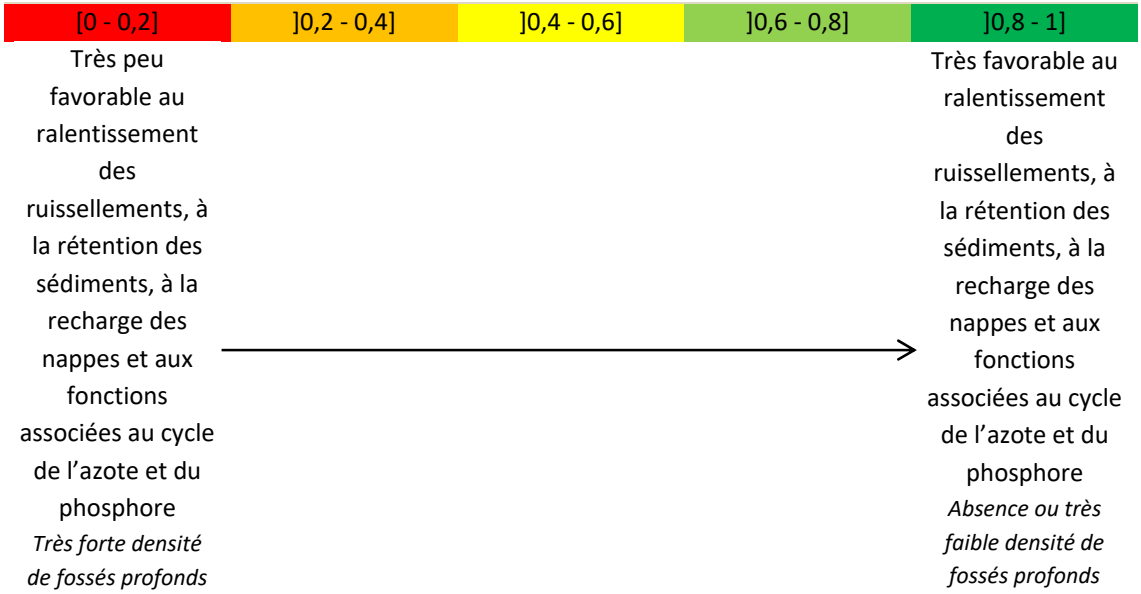
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de fossés profonds dans le site et dans sa zone tampon ?

Sous-fonctions renseignées : ralentissement des ruissellements, rétention des sédiments, recharge des nappes, atténuation du débit de crue, soutien au débit d'étiage, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la densité de fossés profonds est moins importante dans le site et dans sa zone tampon, les conditions sont donc plus favorables en général au ralentissement des ruissellements, à la rétention des sédiments, à la recharge des nappes, à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.
Comme limites, on peut mentionner que la distinction entre les fossés et les fossés profonds est arbitraire étant donné qu'aucun élément de bibliographie connu ne permet pour l'instant d'identifier un seuil de

profondeur au-delà duquel l'effet des fossés est considérablement accru. Dans tous les cas, toute référence scientifique sur une profondeur pourrait être une information fortement dépendante du contexte étudié (par ex. effet variable de fossés de même profondeur dans une zone humide avec un sol sableux et dans une autre zone humide avec un sol argileux). Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de seuils) qui pourraient moduler l'efficacité du système de drainage en place.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 31 : « Rareté des drains souterrains »

Paramètre à la base de l'indicateur : les systèmes de drainage souterrain.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations relevées sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans sa zone tampon.
La mesure est réalisée dans le site et dans sa zone tampon. Cependant, la proportion du site et de la zone tampon équipée de drains souterrains est rapportée à la superficie du site. En effet, les systèmes de drainage ont des effets jusqu'à une certaine distance et les drains dans la zone tampon peuvent affecter les fonctions réalisées par le site (par ex. présence de drains hors du site, mais à quelques mètres du site).

Indicateur : proportion du site et de sa zone tampon avec un système de drainage souterrain.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI l'observateur ne sait pas avec certitude s'il y a des drains souterrains dans le site et dans la zone tampon, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rareté des drains souterrains**.

SI l'observateur sait avec certitude s'il y a des drains souterrains dans le site et dans la zone tampon, *ALORS*

$$Rareté\ des\ drains\ souterrains = 1 - \frac{(superficie\ du\ site\ et\ de\ la\ zone\ tampon\ drainée\ par\ des\ drains\ souterrains\ en\ ha)}{(superficie\ du\ site\ et\ de\ la\ zone\ tampon\ en\ ha)}$$

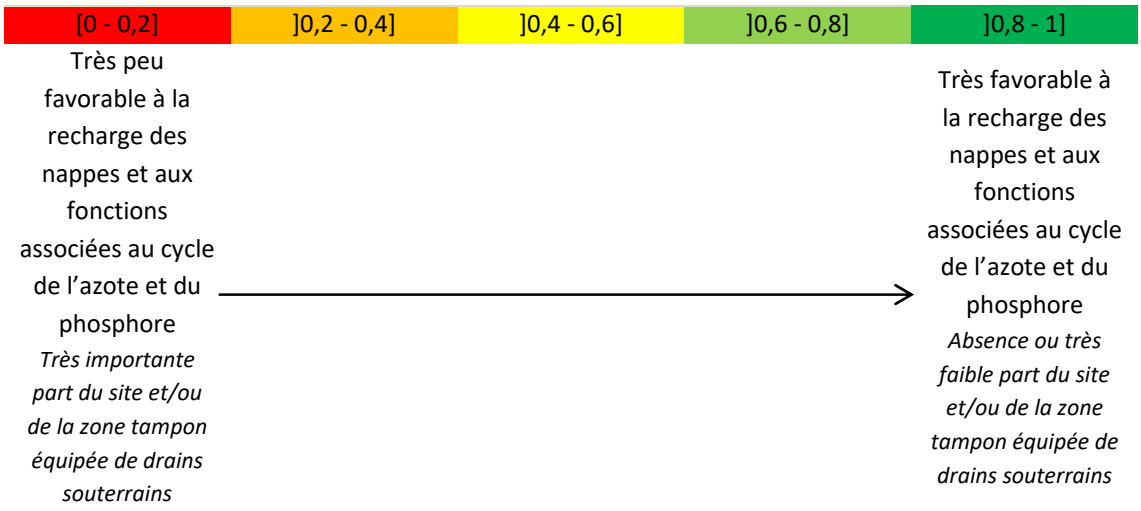
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la proportion du site et de sa zone tampon équipée de drains souterrains ?

Sous-fonctions renseignées : recharge des nappes, atténuation du débit de crue, soutien au débit d'étiage, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site et de sa zone tampon sans drain souterrain est plus importante. Les conditions sont donc plus favorables en général à la recharge des nappes, à l'atténuation du débit de crue, au soutien au débit d'étiage, à la dénitrification des nitrates, à l'assimilation végétale de l'azote, à l'assimilation végétale des orthophosphates, à l'adsorption et précipitation du phosphore.
Comme limites, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'ancienneté du système de drainage souterrain et donc de son efficacité. Par ailleurs, l'indicateur ne tient pas compte de la présence d'aménagements (par ex. présence de bassins pour recevoir les eaux drainées à l'intérieur du site) qui pourrait influencer les effets du système de drainage.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



5. « Rareté du ravinement », « Végétalisation des berges » (« Végétalisation des berges » spécifique au site dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien)

Définition du ravinement

Le ravinement est issu d'un processus érosif durant lequel les ruissellements s'accumulent et se répètent dans des chenaux étroits y ravinant le sol jusqu'à des profondeurs potentiellement considérables. Cette érosion peut être liée à un déséquilibre : l'occurrence de phénomènes météorologiques extrêmes, la topographie, la pédologie ou encore à un usage des sols particulier (par ex. sol mis à nu). Les ravines peuvent se former là où les ruissellements se concentrent, dans les talwegs, le long d'éléments linéaires du paysage (par ex. promontoires, limites entre parcelles, routes)… (voir Poesen *et al.* 2003). Dans les secteurs alluviaux, les ravines sont des incisions récentes dans des alluvions qui étaient demeurés intacts depuis leur dépôt initial. Des complexes de ravines sont possibles avec un réseau emboîté qui incise les dépôts alluviaux. Bien qu'elles soient souvent observées dans des cours d'eau d'ordre élevé, elles sont également possibles en bordure des étendues d'eau. Il existe différentes définitions et classifications des ravines selon leur profondeur, leur largeur et leur permanence dans le temps (voir Vandaele *et al.* 1996, Poesen *et al.* 2003). Les ravines ne se développent pas seulement dans les terres marneuses, montagneuses ou vallonnées mais aussi dans les sols sujets à l'encroutement comme les lœss ou les sols sableux. **De nombreux facteurs associés à l'activité humaine et à l'utilisation des sols sont par ailleurs à l'origine de l'apparition de ravines.** Celle-ci est le plus souvent déclenchée par des pratiques culturales ou d'irrigations inappropriées (par ex. surpâturage, débardage, construction d'infrastructures routières, urbanisation). Les principaux processus de ravinement en Europe surviendraient après des déforestations, la surutilisation des sols ou des phénomènes climatiques extrêmes et il serait souvent déclenché ou amplifié par la combinaison d'une utilisation inappropriée du sol avec des événements pluviométriques extrêmes qui affectent les ruissellements superficiels et les écoulements souterrains (Valentin *et al.* 2005). Le pâturage peut aussi accroître directement (par ex. érosion des berges par piétinement) ou indirectement (par ex. réduction du couvert végétal) le ravinement (Trimble et Mendel 1995). Enfin, la topographie (en tête des ravines), la pente et l'étendue spatiale drainée en amont d'un secteur érodé ont une influence majeure sur le ravinement (Vandaele *et al.* 1996, Torri et Poesen 2014).

Propriétés du ravinement

La présence de ravines favorise les ruissellements et le transfert de sédiments des terres hautes vers l'aval permettant ainsi de connecter les milieux dans un paysage donné (Poesen *et al.* 2003). Les ravines sont par exemple des sources de sédiments potentiellement importantes qui établissent des connexions entre les terres émergées et le réseau hydrographique et peuvent affecter la connectivité hydro-sédimentaire durant les événements météorologiques extrêmes (Poesen *et al.* 2003, 2011 dans Torri et Poesen 2014, Li *et al.* 2004 dans Torri et Poesen 2014, Valentin *et al.* 2005). Dans de nombreuses circonstances, l'érosion par le ravinement est une source sédimentaire importante à l'échelle du bassin versant, mais qui a été longtemps négligée en raison de la difficulté d'étudier ce processus et de le prédire (Valentin *et al.* 2005).

Par ailleurs, si le ravinement se développe dans des horizons du sol plus perméables que les couches superficielles du sol, le taux d'infiltration de l'eau dans le lit des ravines peut être largement

supérieur à celui qu'il était avant. Des études récentes dans des conditions arides à semi-arides ont démontré que les ravines pouvaient ainsi selon les cas accroître la recharge ou la décharge des eaux souterraines (par ex. Leduc *et al.* 2001 et Moeyersons 2000 dans Poesen *et al.* 2003).

L'érosion à l'origine des ravines alluviales est un processus qui intervient dans un second temps dans le cycle érosif, puisqu'il intervient après une phase de stockage mais avant la conversion physico-chimique des roches sédimentaires. Après des dépôts sédimentaires initiaux, les puits de sédiments peuvent donc devenir des sources de sédiments durant une seconde phase qui intervient après des changements intrinsèques ou extérieurs à la zone érodée (par ex. altération de la force de résistance subséquente à la réduction de la végétation, changements des forces érosives à l'œuvre) (Brooks *et al.* 2009). Même après la disparition des causes qui ont déclenché leur apparition, les ravines peuvent encore diffuser des sédiments (Valentin *et al.* 2005).

Des techniques existent pour limiter le ravinement comme le contrôle du couvert végétal, la réduction ou l'absence de travail du sol, l'empierrement, le terrassement... (Valentin *et al.* 2005). Une végétalisation avec un réseau racinaire bien développé dans les secteurs ravinés peut stopper la perte de sol et la production de sédiments puisqu'elle interrompt la connectivité hydro-sédimentaire dans le paysage et donc la diffusion des sédiments vers l'aval (Poesen *et al.* 2003). En effet, le couvert végétal peut parfois présenter une résistance à l'érosion du même ordre que celle du socle rocheux sous-jacent (Howard 1997 dans Poesen *et al.* 2003). Bien que la résistance de la végétation aux écoulements soit souvent attribuée aux effets de la biomasse en surface sur la dissipation des énergies des écoulements en accroissant la résistance hydraulique, des études ont démontré les effets significatifs des systèmes racinaires sur le renforcement du sol en surface et l'amélioration de sa cohésion (par ex. Li 1995 dans Poesen *et al.* 2003, Sidorchuk et Grigore´v 1998 dans Poesen *et al.* 2003). Bien que des stratégies efficaces existent pour prévenir et limiter le ravinement, elles sont rarement adoptées sur le long terme et à large échelle (Valentin *et al.* 2005).

Le ravinement dans un site est associé à un processus érosif à l'origine d'une diffusion plus rapide des sédiments et des nutriments adsorbés vers l'extérieur du site. Dans le cadre de la méthode, deux paramètres sont pris en compte : (1) la part du site occupée par des ravines sans couvert végétal permanent (érodé et encore actif, dans tous les systèmes hydrogéomorphologiques), (2) la part du linéaire de berges sans couvert végétal permanent et où les berges ne sont pas stabilisées par un aménagement dans le cas spécifique de sites alluviaux adjacents à un cours d'eau (avec une berge). Il est considéré que plus la part d'un site ravinée est réduite, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général. Dans le cas des sites appartenant à un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien adjacents à un cours d'eau (avec une berge), plus la part des berges ravinée est réduite, plus les conditions sont favorables à la rétention des sédiments et aux fonctions biogéochimiques associées au cycle de l'azote et du phosphore en général (Encadrés ci-après).

Encadré 32 : « Rareté du ravinement »

Paramètre à la base de l'indicateur : les ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site sans ravines dévégétalisées.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite à la phase de test effectuée en 2015.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative du site occupée par des ravines non végétalisées a été déterminée sur chacun des 163 sites tests. Des ravines non végétalisées ont été observées sur 20 des 163 sites tests.
La figure ci-dessous représente la distribution de la part relative du site occupée par des ravines (c'est-à-dire la superficie de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent en ha / superficie du site en ha) dans les 20 sites où des ravines sont présentes. Le premier quartile est de 0,01, la médiane est de 0,02 et le troisième quartile de 0,06. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,10.

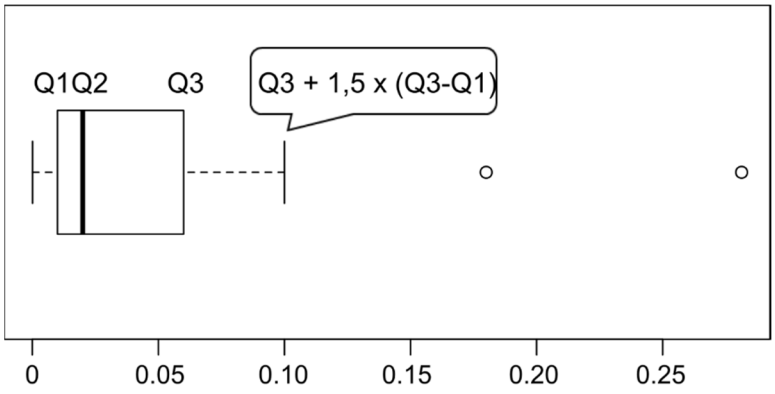


Figure 50 : Part relative du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent dans les 20 sites tests de 2015 où des ravines étaient présentes.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 1 quand il n'y a pas de ravine non végétalisée par un couvert végétal permanent dans le site. La valeur de l'indicateur diminuera avec l'augmentation de la part relative de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent. La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsque la part de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent atteindra la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests, soit la valeur de 0,10. La part relative de ravinement non végétalisé par un couvert végétal permanent dans le site est donc multipliée par 1 / 0,10 = 10 et retranchée à une valeur de 1 afin que l'indicateur augmente avec la diminution de la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent. Dans des cas exceptionnels où la part de ravines est $\geq$ 0,10, l'indicateur à une valeur de 0.

SI la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent est $\geq$ 0,10*, ALORS* **Rareté du ravinement** = 0.

SI la part relative de ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent est $<$ 0,10*, ALORS*

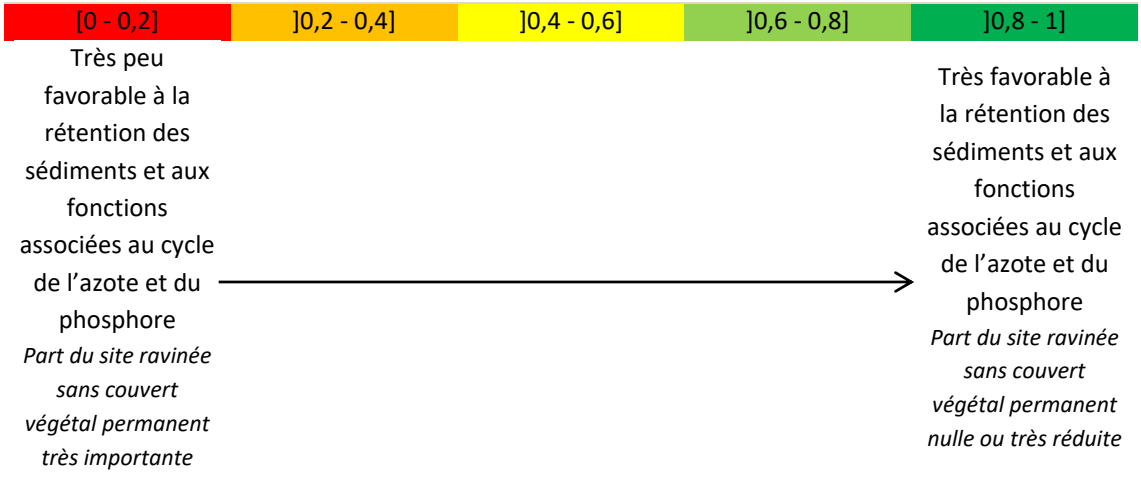
$$\textbf{Rareté du ravinement} = 1 - \frac{\text{superficie du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent en ha} \times 10}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part du site occupée par des ravines non végétalisées par un couvert végétal permanent ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le ravinement dans le site est moins important et les conditions sont en général plus favorables à la rétention des sédiments et aux sous-fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.
Comme limite, on peut citer notamment que cet indicateur ne tient pas compte de la profondeur du ravinement ou ne distingue pas les différents types de couverts végétaux qui peuvent occuper les ravines et avoir des influences potentiellement variables sur les sous-fonctions.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 33 : « Végétalisation des berges »

Paramètre à la base de l'indicateur : les berges de cours d'eau avec un couvert végétal permanent ou stabilisées par des aménagements dans les sites qui bordent des cours d'eau et qui sont dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien. Un couvert végétal permanent est un couvert végétal composé d'une strate herbacée et/ou arbustive et/ou arborée dense, non saisonnier et non clairsemé.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proportion de berges de cours d'eau dans le site sans couvert végétal permanent.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Végétalisation des berges**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien *ET* le site n'est pas adjacent à un cours d'eau (pas de berges), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Végétalisation des berges**.

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique alluvial ou estuarien *ET* le site est adjacent à un cours d'eau, *ALORS*

$$\textbf{Végétalisation des berges} = 1 - \frac{\text{longueur totale des berges sans un couvert végétal permanent en km}}{\text{longueur totale de berges en km}}$$

Remarque : pour calculer la capacité absolue du site au vu de cet indicateur, la valeur de l'indicateur est multipliée par la longueur totale de berges dans le site en km (section VI.1.2.1) et non pas par la superficie du site en ha comme cela est fait pour les autres indicateurs dans le site.

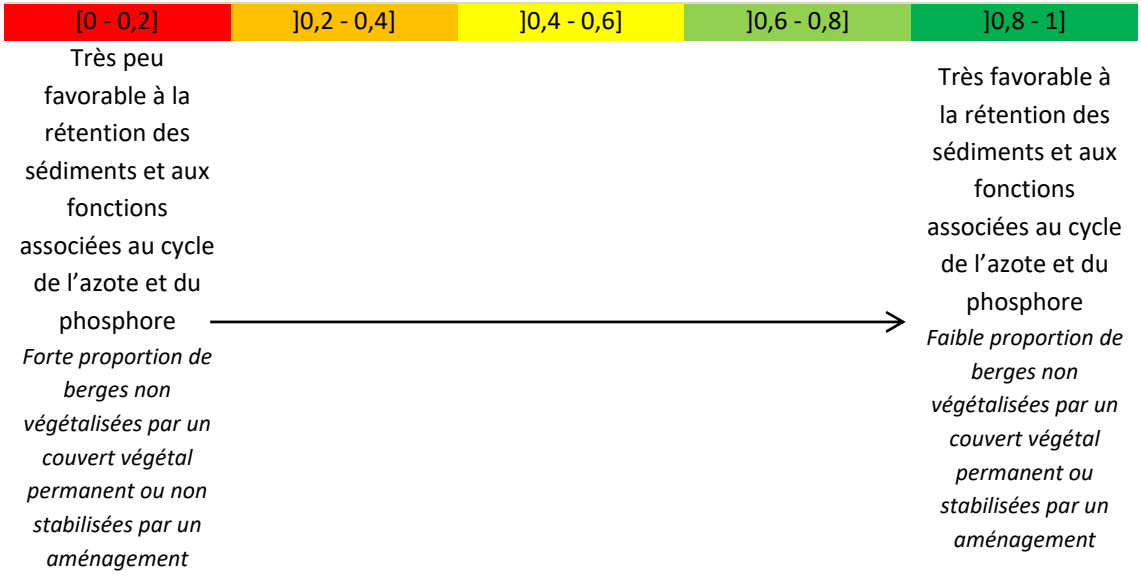
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la proportion de berges avec un couvert végétal permanent dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, dénitrification des nitrates, assimilation végétale de l'azote, assimilation végétale des orthophosphates, adsorption et précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'érosion des berges est moins importante et les conditions sont plus favorables en général à la rétention des sédiments et aux sous-fonctions associées au cycle de l'azote et du phosphore.
Comme limite, on peut citer notamment que cet indicateur ne tient pas compte des différents types de couverts végétaux riverains ni de leurs influences potentiellement variables sur les sous-fonctions. Dans cette version de la méthode, l'indicateur différencie principalement les berges « stabilisées » par un couvert végétal permanent ou des aménagements anthropiques (par ex. enrochements) d'une part, et les berges moins « stables » d'autre part. Cet indicateur est pertinent à interpréter dans les contextes alluviaux ou estuariens où l'érosion des berges n'est pas « souhaitée », et où l'érosion ne contribue pas à une dynamique morphogène de l'espace alluvial.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



6. « pH neutre », « pH acide-alcalin »

Définition de l'acidité du sol et mesure du pH

La mesure du pH indique la concentration en ions hydrogènes dans une solution. Étant donné qu'il est étalonné sur une échelle logarithmique négative, une baisse d'une unité de pH équivaut à une hausse de 10 fois la concentration en ions hydrogènes (FAO 2011). Durant la mise en suspension d'un échantillon de sol dans l'eau, le pH mesure la concentration d'ions H_3O^+ à l'état dissocié dans le liquide qui surnage. Les ions H_3O^+ sont alors en équilibre avec les ions à l'état non dissocié, qui sont fixés sur des composants solides comme les minéraux argileux, les matières organiques ou des composés où l'aluminium est associé à des molécules d'eau et OH^-. Ces composés solides ont une capacité à fixer les ions H^+ et OH^- qui permet de moduler les variations de pH du sol (Baize et Jabiol 1995). Le pH indique donc l'acidité de la solution. Les sols sont souvent qualifiés d'alcalins, acides ou ayant une certaine valeur de pH. Les sols alcalins ont une valeur de pH entre 8 et 14 alors que les sols acides ont des valeurs entre 6 et 2. Les sols neutres sont à un niveau intermédiaire (Jones *et al.* 2005). Le pH d'un horizon peut varier de quelques dixièmes d'unité pH selon la saison mais cette variation peut parfois atteindre 0,5, voire 1 unité pH sur les sols calcaires. En général, le pH d'un horizon diminuera légèrement en été (acides organiques produits à leur maximum par l'activité biologique) et augmentera en hiver (dilution des ions H^+ dans la solution du sol sous l'effet des pluies) sous un climat tempéré (Baize 2000). Baize et Jabiol (1995) mentionnent que même si le pH est un paramètre intéressant, il convient de croiser son interprétation avec des mesures complémentaires en laboratoire (par ex. capacité d'échange du sol et cations échangeables).

Propriétés des sols selon leur acidité

La valeur du pH d'un sol peut donner des indications sur sa toxicité, des déficits en éléments chimiques ou encore l'intensité de l'activité biologique. Les sols très acides peuvent présenter une toxicité à l'aluminium et/ou au manganèse, un déficit en phosphore, un déficit en calcium ou en magnésium, une minéralisation de l'azote moindre vu la réduction de l'activité biologique... Les sols très alcalins peuvent quant à eux être imperméabilisés en surface et encroûtés du fait d'un excès de sodium, avoir une disponibilité en ion ferreux, manganèse, zinc, phosphore et cuivre réduite et une activité microbienne et fongique réduite (FAO 2011). Le pH indique donc le niveau de disponibilité en nutriments pour les plantes et l'intensité d'une série de processus dans le sol (Jahn *et al.* 2006).

La disponibilité des nutriments (par ex. azote, phosphore, potassium, calcium, magnésium, fer) dans le sol varie avec la valeur du pH (The Potash Development Association 2011). Le phosphore inorganique est chargé négativement dans la plupart des sols et il réagit rapidement avec des ions chargés positivement de fer, d'aluminium et de calcium pour former des substances insolubles, dans lesquelles le phosphore est considéré comme fixé. Le phosphore se comporte différemment des nitrates qui ne forment pas de complexes insolubles. La solubilité des formes de phosphore inorganiques affecte la disponibilité pour les plantes et leur croissance. La disponibilité est maximale pour les plantes à des valeurs de pH entre 6 et 7. Quand la valeur du pH est hors de cet intervalle, il est de plus en plus fixé dans des phosphates de calcium ($pH > 7$), d'aluminium et/ou ferriques ($pH < 6$) ; il n'est alors plus disponible pour les plantes (voir Quemeneur 1987). La disponibilité des orthophosphates et du phosphore inorganique varie avec le pH, mais le pH ne semble pas avoir d'effets majeurs sur l'ensemble du phosphore organique du sol (Turner et Blackwell 2013).

Le pH influence les trois mécanismes majeurs liés au cycle de l'azote : la nitrification, la dénitrification et la réduction des nitrates en NH_4^+ (Stevens *et al.* 1998 dans ŠImek et Cooper 2002). **Ce paramètre participe au contrôle de la composition et de la structure des communautés dénitrifiantes sur de larges échelles temporelles et spatiales impactant les mécanismes microbiologiques à l'origine de la production de N_2O et N_2.** Il est généralement admis que le niveau d'acidité du sol influence le ratio de N_2O:N_2 produits après dénitrification. En général, une dénitrification complète est favorisée quand le pH du sol est neutre à légèrement basique et elle est moins importante en conditions acides (voir Saggar *et al.* 2013). Concernant les fonctions associés à l'azote dans le sol, ŠImek et Cooper (2002) affirment qu'une valeur optimale de pH pour la dénitrification a été souvent proposée dans la littérature, mais que celle-ci n'a pas de sens tant que les attributs considérés pour évaluer dénitrification ne sont pas mentionnés au moment d'évoquer ces valeurs optimales de pH. **Ils en concluent qu'il n'est pas possible de proposer une valeur optimale de pH pour la dénitrification en l'état des connaissances actuelles.**

En agronomie, un intérêt tout particulier est accordé au pH du sol et à son influence sur l'assimilation des fertilisants et des oligo-éléments. L'optimum de pH en agronomie est couramment considéré entre 6,5 et 7,5 en sols non calcaires (Baize 2000). Les apports de chaux (sur sols acides surtout) ou de fumure peuvent modifier le pH du sol.

Le pH permet d'évaluer la biodisponibilité du phosphore dans le sol, il traduit des mécanismes qui ont des effets majeurs sur l'assimilation végétale des orthophosphates et la précipitation, l'adsorption du phosphore. L'effet que traduit le pH sur ces deux sous-fonctions est cependant contraire, puisque quand le pH est $<$ 6 ou $>$ 7, la précipitation et l'adsorption du phosphore est généralement favorisée alors que quand le pH est compris entre [6 - 7], l'assimilation végétale des orthophosphates est généralement favorisée. Le pH est un paramètre qui sera utilisé pour décrire les formes chimiques du phosphore dans le sol et son influence sur les sous-fonctions associées au cycle du phosphore. Un indicateur est proposé pour renseigner la réalisation de chaque sous-fonction (Encadrés ci-après). À souligner qu'en l'état des connaissances actuelles, il ne semble pas possible de proposer des intervalles de valeurs de pH où les sous-fonctions associées au cycle de l'azote sont favorisées.

Encadré 34 : « pH neutre »

Paramètre à la base de l'indicateur : pH du sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans les 15 premiers cm de chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proximité de la valeur moyenne de pH dans le sol du site à des conditions optimales de pH pour l'assimilation végétale des orthophosphates.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI le pH moyen d'un sous-ensemble homogène[40] n'est pas connu (par ex. sondages pédologiques non réalisés sur au moins un sous-ensemble homogène; absence d'une mesure de pH sur au moins un sondage pédologique), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **pH neutre**.

SI le pH moyen des sous-ensembles homogène est connu, *ALORS la valeur de l'indicateur « pH neutre » se calcule comme suit :*

$$\textbf{pH neutre} = \sum_{i=1}^{N} pH\ neutre_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **pH neutre** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène i:</u>

$$pH\ neutre_{sous-ensemble\ homogène\ i} = \left(\frac{A_{Sondage\ pH\ neutre} \times 1 + A_{Sondage\ pH\ intermédiaire} \times 0{,}55 + A_{Sondage\ pH\ extrême} \times 0{,}1}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène\ i}}{S_{site}}\right)$$

Où
$A_{sondage\ pH\ neutre}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [6 - 7].
$A_{sondage\ pH\ intermédiaire}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [5 - 6[ou]7 - 8].
$A_{sondage\ pH\ extrême}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH < 5 ou > 8 .
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène\ ;}$ la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

[40] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

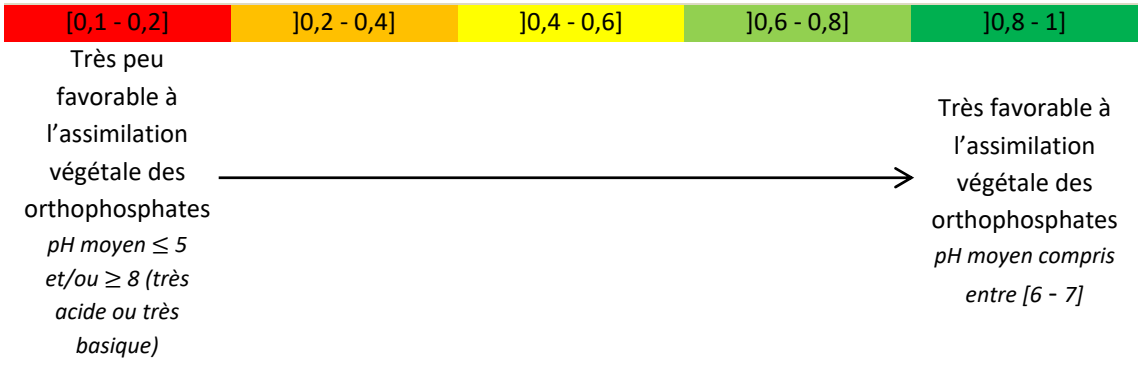
Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent une capacité décroissante d'assimiler les orthophosphates pour la végétation au regard du pH du sol.
Remarque : à l'intérieur d'un sous-ensemble homogène, de fortes variations de pH entre sondages pédologiques (par ex. pH acide et pH basique) sont peu probables étant donné les règles fixées pour déterminer les sous-ensembles homogènes.

Question à laquelle répond l'indicateur : les conditions de pH dans le sol du site sont-elles favorables à l'assimilation végétale des orthophosphates ?

Sous-fonction renseignée : assimilation végétale des orthophosphates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le pH du sol est plus proche de valeurs comprises entre [6 - 7] et les conditions sont plus favorables à l'assimilation végétale des orthophosphates.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 35 : « pH acide-alcalin »

Paramètre à la base de l'indicateur : pH du sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans les 15 premiers cm de chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : proximité de la valeur moyenne de pH dans le sol du site à des conditions optimales de pH pour l'adsorption et la précipitation du phosphore.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI le pH moyen d'un sous-ensemble homogène[41] n'est pas connu (par ex. sondages pédologiques non réalisés sur au moins un sous-ensemble homogène; absence d'une mesure de pH sur au moins un sondage pédologique), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **pH acide-alcalin**.

SI le pH moyen des sous-ensembles homogène est connu, *ALORS la valeur de l'indicateur « pH acide-alcalin » se calcule comme suit :*

$$\textbf{pH acide-alcalin} = \sum_{i=1}^{N} pH\ acide - alcalin_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **pH acide-alcalin** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène i :</u>

$$pH\ acide - alcalin_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{A_{Sondage\ pH\ neutre} \times 0{,}1 + A_{Sondage\ pH\ intermédiaire} \times 0{,}55 + A_{Sondage\ pH\ extrême} \times 1}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
$A_{sondage\ pH\ neutre}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [6 - 7].
$A_{sondage\ pH\ intermédiaire}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH compris entre [5 - 6[ou]7 – 8].
$A_{sondage\ pH\ extrême}$; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène avec un pH < 5 ou > 8 .
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

[41] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

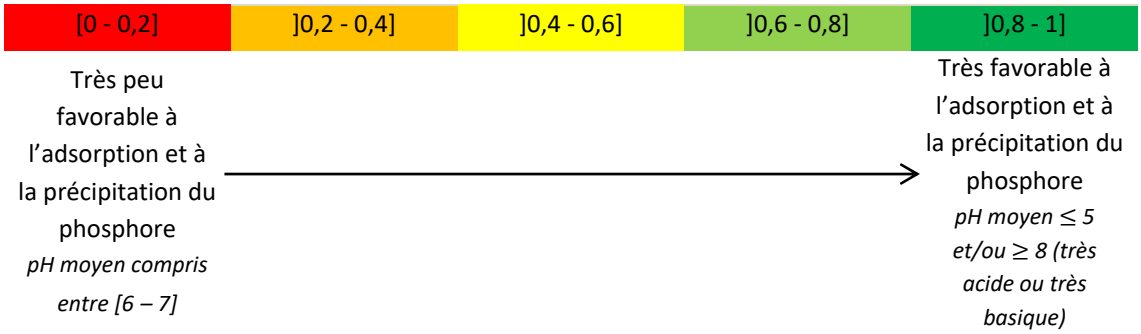
Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent une capacité décroissante d'adsorption et de précipitation du phosphore dans le sol, étant donné le pH du sol.
Remarque : à l'intérieur d'un sous-ensemble homogène, de fortes variations de pH entre sondages pédologiques (par ex. pH acide et pH basique) sont peu probables étant donné les règles fixées pour déterminer les sous-ensembles homogènes.

Question à laquelle répond l'indicateur : les conditions de pH dans le sol du site sont-elles favorables à la précipitation et à l'adsorption du phosphore ?

Sous-fonction renseignée : adsorption, précipitation du phosphore.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le pH du sol traduit des conditions de plus en plus acides et/ou basiques, les conditions sont plus favorables à l'adsorption et à la précipitation du phosphore en général.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



7. « Matière organique incorporée en surface », « Matière organique enfouie »

Définition des horizons humifères

Dans le sol, les horizons humifères contiennent des matières organiques humifiées et leur organisation est sous la forte dépendance de l'activité biologique. L'épisolum humifère comprend l'ensemble de ces horizons. Des séquences d'horizons O et d'horizons A permettent de définir différents « épisolums humifères » ou « formes d'humus » (Baize et Girard 2009).

Les horizons organiques, appelés horizons O, sont toujours en surface des solums. Ils sont formés en conditions aérobies. Ils sont surtout constitués de matières organiques directement observables (débris végétaux, racines ou mycéliums morts) qui ne sont jamais liées à la matière minérale. La transformation de ces matières organiques par l'activité biologique est un processus pédogénétique majeur qui est très variable. Des classifications prévoient un seuil minimal de teneur en carbone organique pour distinguer les horizons O et A, même s'ils s'avèrent peu réalistes et seraient surtout utiles quand la transition entre horizons OH et A est très graduelle. Il existe plusieurs types de sous-horizons O et des séquences d'horizons O et A utiles permettant de définir des « épisolums humifères » ou des « formes d'humus ». Il est possible de distinguer trois principales formes d'humus qui sont citées ici selon un état croissant de dégradation des débris végétaux et selon leur ordre d'apparition le plus fréquent depuis la surface : OL (L = litière), OF (F= litière fragmentée) et OH (humifiée) (Baize et Girard 2009).

Les horizons A sont quant à eux formés d'un mélange de matières organiques et minérales à la base des horizons O lorsqu'ils existent. La matière organique y est incorporée à la matière minérale par des processus biologiques à partir des horizons O. À l'inverse des horizons O, cette forme d'incorporation est un processus majeur sans pour autant générer systématiquement des liaisons entre matières organiques et minérales (par ex. matières organiques déposées par la faune entre les particules minérales). L'éluviation des argiles, la décarbonatation… sont d'autres processus pédogénétiques qui peuvent avoir lieu dans les horizons A. Il existe des horizons à la base des horizons O riches en matières organiques qui ne sont pas des horizons A (par ex. durant une évolution podzolique). Ce sont alors, soit des horizons traversés par des molécules organiques solubles « en transit » soit des horizons d'accumulation de complexes organométalliques. Les horizons A ne contiennent pas ou peu de débris organiques figurés (Baize et Girard 2009). Lorsqu'un sondage pédologique est réalisé, les horizons A sont habituellement les couches superficielles du sol qui sont plus sombres que celle située dessous. Ces horizons contiennent l'essentiel de la matière organique du sol. **Ce sont les horizons du sol où l'essentiel de l'activité biologique et des processus chimiques ont lieu.** Lorsque la couche superficielle d'un sol est retirée (par l'érosion ou l'activité humaine), l'essentiel du potentiel écologique d'un sol est retiré (Jones *et al.* 2005). L'origine, la structuration et les modes de liaison entre matières organiques et minérales permettent de distinguer différents horizons A. Un solum ou un épisolum humifère est qualifié d'humique s'il présente une couleur noire ou sombre sur au moins 20 cm d'épaisseur depuis la base des horizons O, indiquant une grande richesse en matière organique (Baize et Girard 2009). **Les horizons Ab sont en profondeur, et résultent de l'enfouissement d'un horizon A, qui peut avoir lieu par exemple après des dépôts alluviaux ou un remblaiement à la surface du sol.**

Sous les horizons de surface les plus foncés, il est souvent possible d'observer un horizon plus clair, l'horizon B, moins riche en matière organique, mais exploité par les racines et la faune.

Propriétés des sols selon leur teneur en matière organique

Remarque : la bibliographie réalisée porte sur les sous-fonctions associées à l'épisolum humifère et donc à la matière organique incorporée progressivement avec les matériaux minéraux du sol. Les horizons histiques sont traités ultérieurement dans ce document.

Pour qualifier les effets du sol sur l'hydrologie, il convient de prendre en compte sa teneur en matière organique au même titre que sa texture ou sa structure (Saxton et Rawls 2006). En effet, la matière organique incorporée au sol influence significativement les pertes de sol (Wischmeier et Mannering 1969). Les apports de matière organique sous la forme de débris maintiennent des systèmes biotiques plus actifs et plus complexes grâce aux composés organiques incorporés. **Cela accroît l'activité biologique et contribue à produire des agrégats de sol stables avec des effets sur la structure du sol, ses propriétés hydrologiques, sa sensibilité à l'érosion et sa fertilité. La capacité de rétention en eau du sol est alors plus importante, la saturation de la conductivité hydraulique est accrue et la sensibilité du sol à l'érosion est diminuée (voir Puigdefábregas 2005).** Dans les horizons superficiels du sol, la disponibilité de la matière organique fortement décomposée est maximale. Elle y agit comme une « colle » qui fixe les particules dans des agrégats et offre une résistance accrue à l'érosion (O'Geen *et al.* 2006 dans Essien 2013). **Elle affecte donc significativement la sensibilité du sol à l'érosion, en plus de la texture, la structure, la topographie… et de leurs interactions (Wischmeier et Mannering 1969).** Des interactions variables entre la matière organique et les classes de texture du sol peuvent par exemple moduler cette relation. L'évolution de la matière organique peut affecter la perméabilité d'une zone humide et la conductivité hydraulique de manière importante (voir Fustec et Lefeuvre 2000).

Le plus souvent, la matière organique persiste dans le sol non pas à cause de ses caractéristiques propres, mais principalement du fait de l'influence des facteurs physico-chimiques et biologiques liés à son environnement qui limite sa décomposition (Schmidt *et al.* 2011). **Dans les solums des zones humides, le rôle de puits de carbone est par exemple directement lié aux conditions anoxiques, qui réduisent l'activité biologique et donc la décomposition de la matière organique (Baize et Girard 2009).** La stabilisation du carbone dans le sol résulte également des interactions entre les argiles et les particules organiques et de l'occlusion de ces agrégats par les particules d'argile (Jacobsen *et al.* 2000, Lehmann *et al.* 2007 dans Manjaiah *et al.* 2010). Les substances et molécules organiques réagissent alors avec les particules d'argiles et forment des complexes dont les propriétés et la stabilité sont variables. **Ces complexes argilo-humiques enrichissent les sols en surface et sont les principaux réservoirs de nutriments pour les plantes (Manjaiah *et al.* 2010).** La majorité des nutriments est dissoute dans la solution du sol et adsorbée au niveau des complexes argilo-humiques (Bormann et Likens 1967 dans Wang *et al.* 2014) même s'ils peuvent être facilement lessivés par les ruissellements au travers de processus de dissolution et de désorption (Wang *et al.* 2014). La teneur en matière organique est une caractéristique souvent évoquée pour décrire un sol (Wischmeier et Mannering 1969) mais il convient de tenir compte des interactions avec d'autres caractéristiques pour comprendre le fonctionnement du sol (Le Bissonnais *et al.* 2005).

Enfin, le carbone organique disponible est un des facteurs majeurs qui affecte l'activité des dénitrifieurs dans le sol. **Plus le carbone total et le carbone organique minéralisable sont abondants dans les sols, plus ils permettent une activité importante de la communauté microbienne dénitrifiante (voir Ullah et Faulkner 2006). En effet, la dénitrification est un processus qui consomme du carbone.** Réaliser une évaluation de la teneur en carbone dans le sol peut donc permettre d'évaluer sur le long terme la capacité d'une zone humide à dénitrifier (Davidsson *et al.* 2000).

La matière organique incorporée au sol a une influence importante sur la rétention des sédiments et les fonctions associées au cycle de l'azote. Elle est par ailleurs un bon indicateur de l'importance de la séquestration du carbone dans le sol du site. Dans le cadre de cette méthode, le paramètre sélectionné pour évaluer ces fonctions selon l'importance de la matière organique dans le sol est (1) l'épaisseur de l'épisolum humifère et (2) l'épaisseur de l'horizon Ab dans le sol du site (Encadrés ci-après). Il est considéré que plus l'épaisseur de l'épisolum humifère est importante dans le site, plus la rétention des sédiments, les fonctions associées au cycle de l'azote et la séquestration du carbone sont efficaces dans le site en général. Plus l'épaisseur de l'horizon Ab est importante dans le site, plus la dénitrification des nitrates et la séquestration du carbone sont en général favorisées dans le site. L'influence de l'épaisseur de l'horizon Ab n'est pas prise en compte pour renseigner la fonction relative à la rétention des sédiments. En effet, l'horizon Ab est par définition enfoui et a donc vraisemblablement peu d'influence sur cette fonction, contrairement à l'épisolum humifère qui est en surface.

Encadré 36 : « Matière organique incorporée en surface »

Paramètre à la base de l'indicateur : épisolum humifère.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans chaque sondage pédologique. La litière en surface n'est pas prise en compte. La limite de l'horizon A avec l'horizon sous-jacent est déterminée avec la charte de couleurs Munsell® : l'épisolum humifère a des valeurs (« *values* ») comprises entre 2 et 5 et des *chromas* comprises entre 0 et 4 d'après Baize et Girard (2009).

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, l'épaisseur de l'épisolum humifère a été renseignée sur le terrain. Sur les 163 sites tests, aucun sondage pédologique n'a été réalisé sur 7 sites et tous les sondages pédologiques effectués présentaient un horizon histique sur 46 sites. La figure ci-dessous représente la distribution de l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans les 110 sites restants (sans prendre en compte les sous-ensembles homogènes[42] des sites qui contenaient au moins un sondage pédologique avec un horizon histique). Le premier quartile est de 18,33 cm, la médiane est de 33,16 cm et le troisième quartile de 52,5 cm. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 103,24 cm.

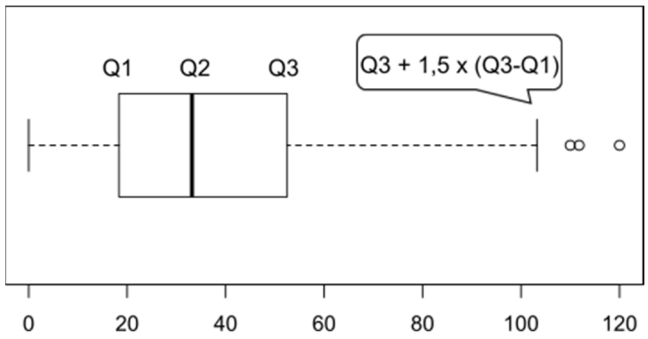


Figure 51 : Épaisseur moyenne de l'épisolum humifère (en cm) dans les 110 sites tests de 2015 avec un épisolum humifère moyen > 0 cm.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur est de 0 lorsqu'il n'y a pas d'épisolum humifère dans le site. Elle augmente avec l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère. Elle est de 1 lorsque l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site atteint la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests de 2015 soit la valeur de 103 cm. L'épaisseur moyenne mesurée est donc multipliée par 1 / 103,24 = 0,0097 pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où l'épaisseur moyenne est ≥ 103 cm, le résultat du calcul est corrigé à une valeur 1.

SI l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère n'est pas connue dans au moins un sous-ensemble homogène (sondages pédologiques non réalisés sur un sous-ensemble homogène, au moins un sondage pédologique stoppé par d'éventuels obstacles avant d'atteindre la limite inférieure de l'épisolum humifère), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Matière organique incorporée en surface**.

[42] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

SI l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère est connue dans chaque sous-ensemble homogène *ET* l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site est ≥ 103 cm*, ALORS* **Matière organique incorporée en surface** = 1.

SI l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère est connue dans chaque sous-ensemble homogène *ET* l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site est < 103 cm*, ALORS*

$$\textbf{Matière organique incorporée en surface} = \sum_{i=1}^{N} Matière\ organique\ incorporée\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Matière organique incorporée en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Matière\ organique\ incorporée\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Matière\ organique\ incorporée\ en\ surface_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i *;* le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$ *;* la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

<u>À l'échelle du sondage pédologique :</u>

$$Matière\ organique\ incorporée\ en\ surface_{sondage\ pédologique} = \text{épaisseur en cm de l'épisolum humifère} \times 0{,}0097$$

La valeur de 0,0097 permet d'avoir un indicateur étalonné entre [0 – 1] vu la règle choisie pour étalonner l'indicateur et les observations faites sur les épisolums humifères sur les sites tests de 2015 (voir ci-avant, dans ce même Encadré).

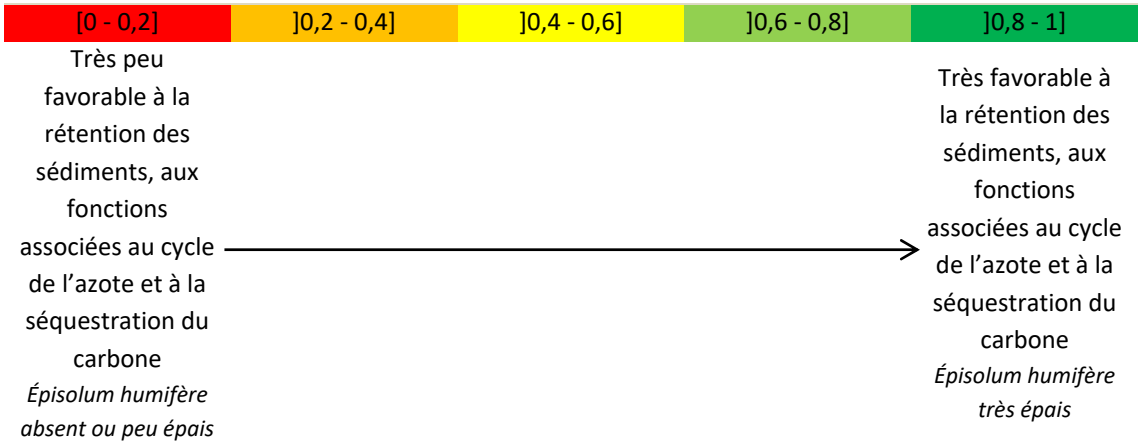
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, dénitrification des nitrates, séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne de l'épisolum humifère croît, ce qui favorise généralement la rétention des sédiments, l'assimilation végétale de l'azote, la dénitrification des nitrates et indique une séquestration du carbone plus importante.
Comme limites à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne distingue pas les horizons O et A. Par ailleurs, il ne distingue pas les épisolums humifères d'épaisseur égale mais présentant des taux de matière organique distincts (par ex. épisolum humifère humique avec une couleur noire sur au moins 20 cm selon Baize et Girard (2009). Il ne tient pas non plus compte des types d'humus. Il paraissait en effet trop complexe d'inclure ces aspects dans d'autres indicateurs complémentaires compte tenu des impératifs pour concevoir la méthode. Étant donné que la méthode doit permettre de comparer des sites dans des contextes similaires et que les habitats rentrent en ligne de compte pour décrire ce contexte, il est vraisemblable que les

comparaisons réalisées entre sites portent sur des habitats similaires, avec donc des conditions pédologiques relativement proches limitant le biais introduit par le manque de précision de l'indicateur.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 37 : « Matière organique enfouie »

Paramètre à la base de l'indicateur : l'horizon Ab, soit l'horizon A enfoui dans le sol.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain dans chaque sondage pédologique. La limite de l'horizon Ab avec l'horizon supérieur et l'horizon sous-jacent est déterminée avec la charte de couleurs Munsell® selon les mêmes recommandations que celles formulées par Baize et Girard (2009) pour l'épisolum humifère : valeurs (« *values* ») comprises entre 2 et 5 et des *chromas* comprises entre 0 et 4 pour l'épisolum humifère.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, l'épaisseur de l'horizon Ab a été renseignée sur le terrain. Sur les 163 sites tests, seuls 7 sites présentaient un horizon Ab. La gamme de variation et la distribution du paramètre ont été évaluées sur les informations obtenues sur ces 7 sites. Comme critique, on peut évidemment mentionner que l'échantillon est très faible pour étalonner l'indicateur. La figure ci-dessous représente la distribution de l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab (c'est-à-dire $\Sigma_{\text{sous-ensemble-homogène}}$ (épaisseur moyenne en cm de l'horizon Ab dans le sous-ensemble homogène[43] × part relative du sous-ensemble homogène dans le site) / (Σ parts relatives des sous-ensembles homogènes où les informations sur la matière organique et la texture du sol sont renseignées) en ne tenant compte que des sous-ensembles homogènes sans trait d'hydromorphie histique) pour les 7 sites sur lesquels l'épaisseur de l'horizon Ab a été renseignée. Le premier quartile est de 5,57, la médiane est de 6,6 et le troisième quartile de 22,5. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 30 cm.

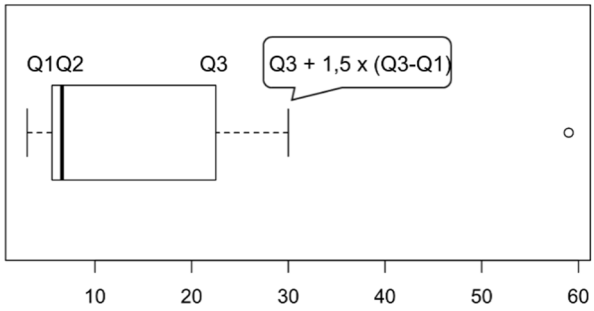


Figure 52 : Épaisseur moyenne de l'horizon Ab (en cm) dans 7 sites tests de 2015 avec un horizon Ab.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur sera de 0 lorsqu'il n'y a pas d'horizon Ab dans le site. Elle augmentera avec l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab. Elle sera de 1 lorsque l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab atteindra la valeur extrême supérieure mesurée sur les sites tests de 2015 soit la valeur de 30 cm. L'épaisseur moyenne mesurée est donc multiplié par 1 / 30 = 0,0333 pour obtenir l'indicateur. Dans des cas exceptionnels où l'épaisseur moyenne est ≥ 30 cm, le résultat du calcul est corrigé à une valeur 1.

SI l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab n'est pas connue dans au moins un sous-ensemble homogène (sondages pédologiques non réalisés dans un sous-ensemble homogène, au moins un sondage pédologique

[43] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

stoppé par d'éventuels obstacles avant d'atteindre 120 cm de profondeur), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Matière organique enfouie**.

SI l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab est connue dans chaque sous-ensemble homogène *ET* l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site est $\geq$ 30 cm*, ALORS* **Matière organique enfouie** = 1.

SI l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab est connue dans chaque sous-ensemble homogène *ET* l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site est $<$ 30 cm*, ALORS*

$$\textbf{Matière organique enfouie} = \sum_{i=1}^{N} Matière\ organique\ enfouie_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Matière organique enfouie** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Matière\ organique\ enfouie_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Matière\ organique\ enfouie_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i *;* le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$ *;* la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

<u>À l'échelle du sondage pédologique :</u>

$$Matière\ organique\ enfouie_{sondage\ pédologique} = \text{épaisseur en cm de l'horizon Ab} \times 0{,}0333$$

La valeur de 0,0333 permet d'avoir un indicateur étalonné entre [0 – 1] vu la règle choisie pour étalonner l'indicateur et les observations faites sur les horizons Ab lorsqu'ils étaient présents sur les sites tests de 2015 (voir ci-avant, dans ce même Encadré).

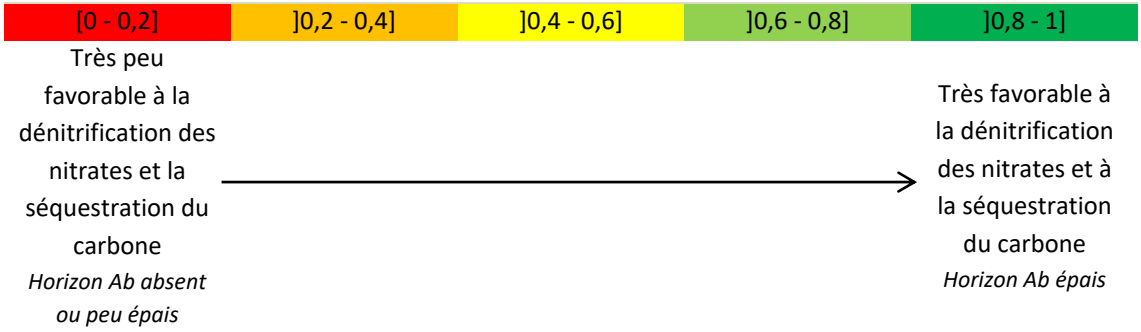
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne de l'horizon Ab dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : dénitrification des nitrates, séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur de l'horizon Ab croît et l'épaisseur du sol auquel est incorporée la matière organique en profondeur est plus importante, ce qui favorise la dénitrification des nitrates et la séquestration du carbone.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



8. « Tourbe en surface », « Tourbe enfouie »

Définition des horizons histiques

Les horizons histiques (H) sont des horizons holo-organiques formés de débris de végétaux en milieux saturés par l'eau pendant de longues périodes (plus de la moitié de l'année). Au-delà de 20 % de matière minérale, l'horizon histique a pu recevoir des apports de matières minérales d'origine allochtone. Les horizons H sont parfois sur des horizons ou des matériaux minéraux (par ex. horizons G) et le substrat sur lequel ils reposent est le plus souvent très profond. Les horizons H flottent parfois sur l'eau (par ex. colonisation d'anciennes fosses de tourbage) (Baize et Girard 2009). Il est également possible que des horizons histiques soient sous des horizons minéraux dans un sondage pédologique (par ex. dépôts d'alluvions ou dépôts d'origine éolienne sur les matériaux organiques). La dénomination d' « horizon histique » est un terme utilisé communément dans la communauté des pédologues, il s'agit également du terme le plus approprié pour dénommer des débris végétaux accumulés en condition anaérobie sur le long terme. Cela correspond plus simplement à ce que les non-pédologues appellent probablement un peu abusivement la « tourbe », mais qui correspond dans son sens propre à la matière extraite des tourbières pour divers besoins anthropiques.

Propriétés associées aux horizons histiques (la « tourbe »)

Différents types d'horizons H peuvent être observés. Ils peuvent même se superposer. **Ces horizons H se différencient par leur taux de fibres frottées[44] et le degré de décomposition du matériel végétal[45] (Baize et Girard 2009) :**

- **Horizons H fibriques (Hf).** Fibres frottées > 40 g/100 g. Les débris végétaux ne sont pas ou très peu décomposés. Il est facile d'identifier les structures végétales. Un échantillon pressé restitue un liquide clair (ou ambré) et limpide. Le résidu n'est pas pâteux ;
- **Horizons H mésiques (Hm).** Fibres frottées entre 10 et 40 g/100 g. La décomposition du matériel végétal est moyenne à forte mais les structures végétales restent peu identifiables. Le liquide s'écoulant d'un échantillon pressé est trouble voire brun. Le résidu est légèrement pâteux ;
- **Horizons H sapriques (Hs).** Fibres frottées < 10 g/100 g. Il n'est plus possible de discerner les structures végétales car la décomposition du matériel végétal peut être totale. Le matériel est noir et gras. Il tâche les doigts, sa structure est continue et il passe presque entièrement entre les doigts avec l'eau qu'il contient (liquide noir). Si un résidu est présent, il est constitué de quelques débris ligneux non décomposés très peu importants ;
- **Horizons H assainis (Ha) - Horizons H labourés (LH).** De couleur foncée, ils sont formés de matières organiques très décomposées. Une structure grumeleuse qui peut être fragile est la conséquence d'un abaissement du niveau de la nappe, avec mise en culture (horizon LH) ou sans (horizon Ha). Il est rarement possible de déterminer le taux de fibres frottées. Ils présentent une faible porosité et une faible capacité de rétention en eau.

Un histosol est composé de matières organiques et d'eau avec des végétaux morts qui évoluent lentement en conditions d'anaérobiose étant donné l'engorgement quasi-permanent du sol.

[44] Les débris organiques à structures végétales reconnaissables, retenus sur un tamis de 200 µm après tamisage sous un courant d'eau.

[45] Le degré de décomposition du matériel s'apprécie sur le terrain par la couleur du liquide qui s'écoule quand on presse un échantillon (échelle de von Post). Au laboratoire, on emploie l'« indice pyrophosphate ».

Il est composé presque uniquement d'horizons histiques. **Un histosol est formé lorsque le bilan hydrique est positif l'essentiel de l'année et quand une accumulation de matières organiques excédentaires a lieu. La matière organique est donc produite dans des proportions plus importantes que la matière organique qui se décompose.** Les processus d'atterrissement et de paludification (accumulation de matières organiques) sont les deux grands types de processus à l'origine des histosols. L'acrotelme est la partie supérieure de l'histosol (il subit des phases aérobies dû au battement de nappe) et la catotelme est située en profondeur dans une zone saturée en permanence par l'eau. La matière organique est accumulée au contact de ces deux niveaux.

Différentes méthodes existent pour décrire le degré de décomposition de la tourbe. Il existe des méthodes relativement sophistiquées (voir Biester *et al.* 2014) mais également d'autres méthodes moins précises mais plus facilement applicables sur le terrain. **L'échelle de Von Post (1922 dans Stanek et Silc 1977) est une de ces méthodes et il s'agit également de celle probablement la plus couramment utilisée. Elle propose notamment de distinguer la tourbe selon son degré de décomposition en 10 niveaux (voir Stanek et Silc 1977) pour une présentation détaillée), distingués selon la couleur de l'eau qui provient du matériau quand il est pressé entre les mains et aussi selon la quantité de matériau qui reste entre les mains une fois le matériau pressé.** D'après l'analyse de Stanek et Silc (1977), la méthode Von Post donne des informations pertinentes, tout en étant la plus pratique sur le terrain (peu couteuse, aucune instrumentation lourde requise et rapide). Il est possible de mettre en relation les indices de Von Post avec les horizons sapriques, mésiques et fibriques (Tableau ci-après).

Tableau 8 : Description des différents niveaux d'humification de la matière organique d'après l'échelle de Von Post (1922) et correspondance avec les horizons histiques (adapté de Baize et Girard 2009).

Degré d'humification de l'échelle de Von Post (1922)	Décomposition	Structures végétales avant le test	Matières amorphes	Liquide s'écoulant entre les doigts après pression du matériau	Nature du résidu restant dans la paume de la main	Types d'horizons histiques (H)
H_1	Nulle	Parfaitement identifiables	Nulles	Limpide	Végétaux non décomposés	Horizons fibriques
H_2	Insignifiante	Facilement identifiables		Eau de couleur jaune à brune	Végétaux très peu décomposés	
H_3	Très faible	Identifiables	Très rares	Eau de couleur brune à noire	Végétaux peu décomposés – masse fibreuse faiblement humide	
H_4	Faible	Difficilement identifiables	Rares	Eau turbide	Le résidu (humide) est de consistance légèrement granuleuse	
H_5	Moyenne	Reconnaissables mais non identifiables	Assez fréquentes	Eau turbide, avec un peu de matière solide	Résidu pâteux détrempé, structures végétales encore visibles à l'œil nu	Horizons mésiques
H_6	Moyenne à forte	Non reconnaissables	Fréquentes	Eau boueuse, moins de 1/3 de la matière solide passe entre les doigts	Résidu granuleux et mou, avec quelques structures végétales visibles	
H_7	Forte	Indistinctes	Très fréquentes	Eau boueuse, environ la moitié de la matière solide passe entre les doigts	Résidu détrempé, avec quelques structures végétales visibles	
H_8	Très forte	Très indistinctes		Boue, 2/3 de la matière solide passe entre les doigts	Résidu mou et détrempé, avec parfois des résidus ligneux non décomposés	Horizons sapriques
H_9	Quasi totale	Pratiquement non discernables		Presque tout le mélange homogène eau-matière solide passe entre les doigts	La structure des végétaux inclus dans le résidu en faible quantité est rarement reconnaissable	
H_{10}	Totale	Non discernables		Toute la masse homogène passe entre les doigts	Pas de résidu	

La séquestration du carbone est notamment tributaire de l'état d'humification du matériau organique dans les horizons histiques. Dans le cadre de la méthode, les horizons histiques en surface

(sans matériaux minéraux entre les horizons histiques et la surface) et ceux qui sont enfouis (par ex. sous des matériaux minéraux) constituent deux indicateurs distincts (Encadrés ci-après). En effet, dans le premier cas la turbification en surface peut être encore active alors que dans le second cas, la turbification est vraisemblablement stoppée. Chaque indicateur tient compte par ailleurs du degré d'humification du matériau organique. Dans les deux cas, il est considéré dans cette méthode, que plus l'épaisseur de tourbe est importante et plus l'humification de la matière organique est faible, plus les conditions sont favorables à la séquestration du carbone dans le site.

Encadré 38 : « Tourbe en surface »

L'indicateur est dénommé « tourbe » pour être parlant pour le plus grand nombre, même si les pédologues considèrent pour beaucoup que le terme « tourbe » est réservé au matériau qui a une utilisation commerciale et que le terme d' « horizons histiques » serait plus juste.

Paramètre à la base de l'indicateur : types d'horizons histiques à la surface (sans matériaux minéraux entre les horizons histiques et la surface).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain sur chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne des horizons histiques en surface modulée selon leur degré d'humification.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI l'épaisseur des horizons histiques de surface n'est pas connue dans au moins un sondage pédologique (sondage pédologique non réalisé dans au moins un sous-ensemble homogène[46], interruption d'au moins un sondage pédologique avant la fin des horizons histiques en surface), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Tourbe en surface**.

SI l'épaisseur des horizons histiques de surface est connue dans tous les sondages pédologiques (sondages pédologiques réalisés dans tous les sous-ensembles homogènes, sondages pédologiques interrompus après la fin des horizons histiques en surface ou à une profondeur de 120 cm), *ALORS*

$$\textbf{Tourbe en surface} = \sum_{i=1}^{N} Tourbe\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Tourbe en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Tourbe\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Tourbe\ en\ surface_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

[46] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Tourbe\ en\ surface_{sondage\ pédologique} = \frac{h_{Horizon\ fibrique} \times 1 + h_{Horizon\ mésique} \times 0{,}55 + h_{Horizon\ saprique} \times 0{,}1}{1{,}2}$$

Où

$h_{Horizon\ fibrique}$; l'épaisseur totale des horizons fibriques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_1 à H_4 de l'échelle de Von Post.

$h_{Horizon\ mésique}$; l'épaisseur totale des horizons mésiques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_5 à H_8 de l'échelle de Von Post.

$h_{Horizon\ saprique}$; l'épaisseur totale des horizons sapriques en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_9 à H_{10} de l'échelle de Von Post.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent un niveau croissant d'humification de la matière organique dans chaque type d'horizon histique.

La valeur de 1,2 correspond à la profondeur maximale (1,2 m) atteignable avec le type de tarière dont l'usage est recommandé dans le cadre de l'application de cette méthode. Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

Dans la correspondance faite par Baize et Girard (2009) entre les types d'horizons histiques et les degrés d'humification de l'échelle de Von Post, H_5 et H_8 sont des degrés d'humification intermédiaires entre les horizons fibriques et mésiques ; et mésiques et fibriques respectivement. Ils ont été affectés à chaque type d'horizon histique de manière arbitraire dans cette méthode.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne des horizons histiques en surface et leur degré d'humification dans le site ?

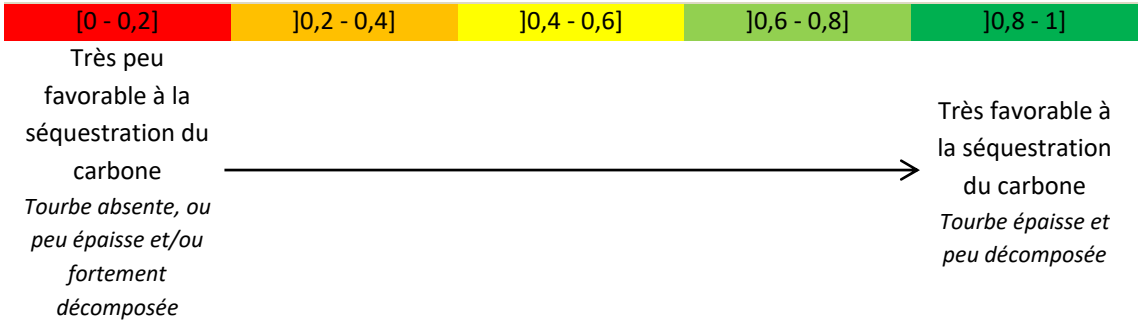
Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne des horizons histiques croît et le taux de décomposition de la matière organique est amoindri, ce qui favorise la séquestration du carbone.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte du type de matériau végétal (sphaignes, roseaux, ligneux…) qui constitue les horizons histiques alors que cela peut affecter l'efficacité de la séquestration du carbone. De plus, dans le cas d'un site où l'épaisseur des horizons histiques est largement supérieure à 1,2 m, l'indicateur peut être relativement insensible à la variation d'épaisseur de tourbe qui peut avoir lieu (par ex. accumulation de tourbe non détectée car l'épaisseur mesurée reste de 1,2 m).

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 39 : « Tourbe enfouie »

L'indicateur est dénommé « tourbe » pour être parlant pour le plus grand nombre, même si les pédologues considèrent pour beaucoup que le terme « tourbe » est réservé au matériau qui a une utilisation commercial et que le terme d' « horizons histiques » serait plus juste.

Paramètre à la base de l'indicateur : horizons histiques sous un horizon « minéral » (par ex. avec un horizon « minéral » entre les horizons histiques et la surface).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : information à relever sur le terrain sur chaque sondage pédologique.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis modulée selon leur degré d'humification.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI l'épaisseur de l'horizon histique enfoui n'est pas connue dans au moins un sondage pédologique (sondage pédologique non réalisé dans au moins un sous-ensemble homogène[47], interruption d'au moins un sondage pédologique avant 120 cm de profondeur), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Tourbe enfouie**.

SI l'épaisseur de l'horizon histique enfoui est connue dans tous les sondages pédologiques (sondages pédologiques réalisés dans tous les sous-ensembles homogènes, sondages pédologiques interrompus à une profondeur de 120 cm), *ALORS*

$$\textbf{Tourbe enfouie} = \sum_{i=1}^{N} Tourbe\ enfouie_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Tourbe enfouie** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Tourbe\ enfouie_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Tourbe\ enfouie_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.
<u>À l'échelle du sondage pédologique :</u>

$$Tourbe\ enfouie_{sondage\ pédologique} = \frac{h_{Horizon\ fibrique} \times 1 + h_{Horizon\ mésique} \times 0{,}55 + h_{Horizon\ saprique} \times 0{,}1}{1{,}2}$$

Où

[47] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

$h_{Horizon\ fibrique}$; l'épaisseur totale des horizons fibriques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_1 à H_4 de l'échelle de Von Post.

$h_{Horizon\ mésique}$; l'épaisseur totale des horizons mésiques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_5 à H_8 de l'échelle de Von Post.

$h_{Horizon\ saprique}$; l'épaisseur totale des horizons sapriques enfouis sous un horizon non histique en m dans le sondage pédologique, soit les degrés d'humification H_9 à H_{10} de l'échelle de Von Post.

Les valeurs de 1, 0,55 et 0,1 indiquent un niveau croissant d'humification de la matière organique dans chaque type d'horizon histique.

La valeur de 1,2 correspond à la profondeur maximale (1,2 m) atteignable avec le type de tarière dont l'usage est recommandé dans le cadre de l'application de cette méthode. Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

Dans la correspondance faite par Baize et Girard (2009) entre les types d'horizons histiques et les degrés d'humification de l'échelle de Von Post, H_5 et H_8 sont des degrés d'humification intermédiaires entre les horizons fibriques et mésiques ; et mésiques et fibriques respectivement. Ils ont été affectés à chaque type d'horizon histique de manière arbitraire dans cette méthode.

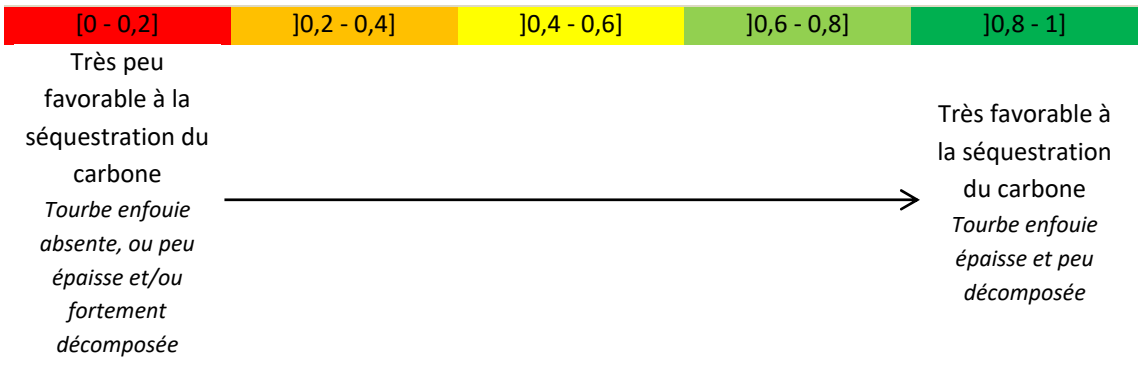
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis et leur degré d'humification dans le site ?

Sous-fonction renseignée : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'épaisseur moyenne des horizons histiques enfouis croît et le taux de décomposition de la matière organique est amoindri, ce qui favorise la séquestration du carbone.

Comme limite, on peut mentionner notamment que cet indicateur ne tient pas compte du type de matériau végétal (sphaignes, roseaux, ligneux…) qui constitue les horizons histiques alors que cela peut affecter l'efficacité de la séquestration du carbone.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



9. « Texture en surface 1 », « Texture en surface 2 », « Texture en profondeur »

Définition de la texture d'un sol

Caractériser la texture d'un sol revient à décrire la proportion de particules sableuses (taille $>$ 0,05 mm), limoneuses (taille entre 0,05 et 0,002 mm) et argileuses (taille $<$ 0,002 mm) dans un échantillon de sol (FAO 2011). La délimitation de ces classes peut être sujette à des variations selon les auteurs (voir par exemple d'autres délimitations dans Davidsson *et al.* 2000, Ramade 2008). La nature des fragments et des minéraux provenant de la décomposition de la roche mère influence la texture (Ramade 2008). Les sols dominés par les argiles sont appelés des sols à texture fine, alors que les autres sols sont plutôt qualifiés de sols à texture grossière. Il est possible de regrouper les sols en différentes classes de texture (FAO 2011), qui sont fréquemment représentées sur un triangle de texture.

Propriétés d'un sol selon sa texture

La texture influence directement la capacité de rétention en eau, l'aération, la porosité, la conductivité hydraulique, la sensibilité au compactage, la résistance à la pénétration par le système racinaire, la capacité de rétention des nutriments (Capacité d'Échange Cationique (CEC)) ou encore la résistance à l'acidification du sol (FAO 2011). Il s'agit d'un paramètre clef pour comprendre les relations climat, sol et végétation (Fernandez-Illescas *et al.* 2001).

L'aptitude d'un sol à être détaché et transporté sous l'action des pluies et du ruissellement correspond à sa sensibilité à l'érosion (sans prendre en compte l'érosion éolienne). Des relations complexes existent entre la sensibilité à l'érosion et la désagrégation ou la battance du sol (Le Bissonnais *et al.* 2005). **La texture est avec la teneur en matière organique, le pH, la structure du sol... une des caractéristiques qui influencent de manière significative les pertes de sol (voir Wischmeier et Mannering 1969, Essien 2013).** Alors que certains paramètres peuvent changer relativement rapidement dans un sol et faire fluctuer sa sensibilité à l'érosion, la texture change lentement et reste souvent constante (Bryan 2000). Généralement, les sols avec une forte proportion de limon, une faible proportion d'argile et pauvre en matière organique ont la plus forte sensibilité à l'érosion. La sensibilité à l'érosion décroît quand la proportion de limons décroît, que ce soit au profit des sables ou des argiles. Il convient de préciser que la sensibilité à l'érosion d'un sol est si dépendante des changements de texture que les classifications conventionnelles de texture des sols sont le plus souvent trop grossières pour qualifier la capacité d'un sol à résister à l'érosion causée par les pluies et les ruissellements. Par exemple, les particules les plus fines de sable (0,05 à 0,1 mm) semblent davantage avoir les propriétés des limons que des sables plus grossiers face à l'érosion (Wischmeier et Mannering 1969).

Le rôle de la texture du sol dans le cycle de l'azote a été démontré dans des écosystèmes tels que les forêts ou les prairies (voir Pinay *et al.* 2007). Globalement, les sols à texture grossière ont une moins grande capacité de rétention des eaux et donc une plus forte propension à perdre les nitrates par lessivage comparé aux sols à texture fine (Lamb *et al.* 2014). Les sols à texture fine sont plus favorables à la dénitrification potentielle puisqu'ils hébergent une activité dénitrifiante plus importante que ceux à texture grossière. L'humidité du sol, sa texture, la disponibilité en carbone et en nitrates sont même signalés comme étant des facteurs clefs de la dénitrification (voir Ullah et Faulkner 2006). Dans leur méta-analyse sur des sols alluviaux en Europe, Pinay *et al.* (2007)

soulignent que la dénitrification est plus importante dans les sols dont la texture est constituée à plus de 60 % de limons et d'argiles. Cependant, en prenant en compte l'effet de la texture avec ceux de l'humidité du sol, de la température et de la biomasse herbacée, ils ne détectent pas un effet significatif de la texture du sol sur la dénitrification parmi toutes ces variables.

À noter enfin que malgré une texture favorable, la dénitrification tendrait à diminuer très fortement en profondeur. Plusieurs raisons sont invoquées comme par ex. la réduction de la biomasse microbienne en capacité de dénitrifier les nitrates ou encore la réduction du carbone ou des nitrates disponibles (voir par ex. Luo *et al.* 1998 pour une étude sur les prairies hors zone humide, D'Haene *et al.* 2003). Ces faibles activités en profondeur peuvent néanmoins éliminer des quantités de NO3-non négligeables (Clément *et al.* 2002, 2003a,b), en particulier lorsque la circulation de la nappe est fortement ralentie par des textures plus riches en argile. Clément *et al.* (2002) ont montré le déclin de la dénitrification avec la profondeur (de 0-25 cm à 50-75 cm) dans 3 zones humides (prairie, friche, forêt) en Bretagne, le long d'un gradient d'hydromorphie, et sur 4 saisons. Ces faibles activités en profondeur restaient néanmoins significatives, capables de dénitrifier les nitrates de la nappe, ce qui a été confirmé par des mesures de l'abondance naturelle du ^{15}N des NO_{3-} de cette même nappe (Clément *et al.* 2003a,b). Enfin, la dénitrification autotrophe (« *Pyrite autotrophic denitrification* » ou PAD) peut devenir dominante dans les aquifères/horizons plus profonds et riches en FeS_2 (Li *et al.* 2022).

La texture du sol a une influence majeure sur la rétention des sédiments (sensibilité à l'érosion) et la dénitrification des nitrates dans le sol du site. Dans le cadre de cette méthode, la texture du sol est renseignée en tenant compte :

- **du fait que son effet sur chaque sous-fonction n'est pas identique. Ainsi, une texture peut être favorable à l'expression d'une sous-fonction mais défavorable à l'autre ;**
- **du fait qu'il n'est pas toujours possible de décrire la texture du sol sur un sondage pédologique de 120 cm, comme préconisé lors de l'application de la méthode sur le terrain. En effet, les tests sur le prototype de méthode 2015 ont révélé que sur 110 sites où la profondeur minimum des sondages pédologiques était connue, les sondages pédologiques ne pouvaient pas être faits à une profondeur supérieure à 30 cm dans 10 % des cas, notamment en raison de la présence d'une charge importante en cailloux qui limite la possibilité d'aller plus en profondeur.**

Différents indicateurs sont donc renseignés par sous-fonction lorsque les différentes relations entre le paramètre est une sous-fonction le justifie. Trois indicateurs sont proposés en rapport avec la texture du sol (Encadrés ci-après). Ils portent selon les sous-fonctions considérées sur la couche superficielle du sol (entre 0 et 30 cm de profondeur, soit la profondeur à laquelle il est possible dans 90 % des cas de réaliser un sondage pédologique d'après les tests du prototype 2015 sur 110 sites) ou sur la couche plus profonde de sol (entre 30 et 120 cm, pas toujours accessible dans son ensemble, du fait de la charge en cailloux qui peut être présente).

Encadré 40 : « Texture en surface 1 »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique modulée selon la sensibilité à l'érosion.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique dans les 30 premiers cm, *OU* au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre les 30 premiers cm (profondeur totale d'un sondage pédologique $<$ 30 cm), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en surface 1**.

SI aucun horizon histique n'est observé sur les 30 premiers cm *ET* tous les sondages pédologiques ont pu être atteindre les 30 premiers cm (profondeur totale des sondages pédologiques $\geq$ 30 cm), *ALORS*

$$\textbf{Texture en surface 1} = \sum_{i=1}^{N} Texture\ en\ surface\ 1_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Texture en surface 1** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Texture\ en\ surface\ 1_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Texture\ en\ surface\ 1_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Texture\ en\ surface\ 1_{sondage\ pédologique} = \frac{\begin{array}{c} h_{Horizon\ sableux} \times 1 + h_{Horizon\ argileux} \times 1 + h_{Horizon\ argilo-limoneux} \times 0{,}7 + h_{Horizon\ sablo-limoneux} \times 0{,}7 \\ + h_{Horizon\ limono-argileux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limono-sableux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limoneux} \times 0{,}1 \end{array}}{0{,}3}$$

Où

$h_{Horizon\ sableux}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argileux}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argilo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sablo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-argileux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-sableux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs indiquent un niveau croissant de sensibilité à l'érosion selon la texture du sol.

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

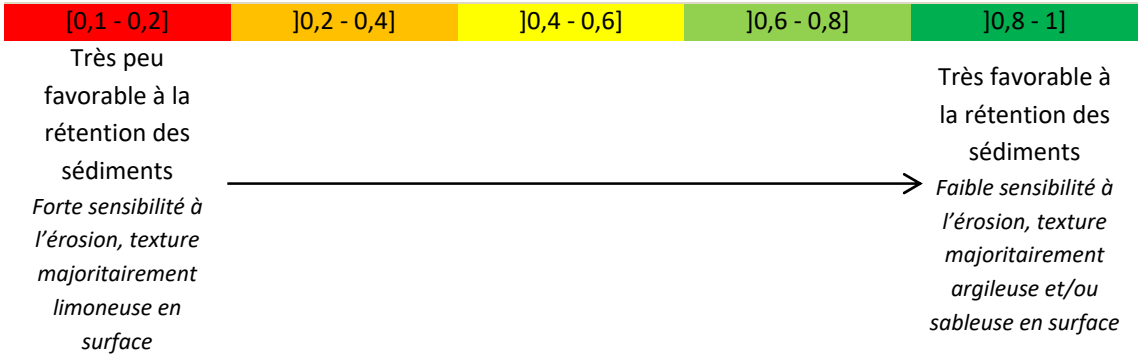
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm est-elle favorable à la rétention des sédiments ?

Sous-fonction renseignée : rétention des sédiments.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol dans les 30 premiers cm est de plus en plus sableuse ou argileuse, la sensibilité à l'érosion est moindre. Les conditions sont alors plus favorables à la rétention des sédiments.
Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 41 : « Texture en surface 2 »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique modulée selon les effets sur la dénitrification des nitrates.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique dans les 30 premiers cm, *OU* au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre les 30 premiers cm (profondeur totale d'un sondage pédologique $<$ 30 cm), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en surface 2**.

SI aucun horizon histique n'est observé sur les 30 premiers cm *ET* tous les sondages pédologiques ont pu être réalisés en totalité sur les 30 premiers cm en surface (profondeur totale des sondages pédologiques $\geq$ 30 cm), *ALORS*

$$\textbf{Texture en surface 2} = \sum_{i=1}^{N} Texture\ en\ surface\ 2_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Texture en surface 2** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Texture\ en\ surface\ 2_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Texture\ en\ surface\ 2_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous -ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Texture\ en\ surface\ 2_{sondage\ pédologique} = \frac{\begin{array}{c} h_{Horizon\ argileux} \times 1 + h_{Horizon\ argilo-limoneux} \times 0{,}85 + + h_{Horizon\ limono-argileux} \times 0{,}7 + \\ h_{Horizon\ limoneux} \times 0{,}55 + h_{Horizon\ limono-sableux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ sablo-limoneux} \times 0{,}25 \\ + h_{Horizon\ sableux} \times 0{,}1 \end{array}}{0{,}3}$$

Où

$h_{Horizon\ argileux}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argilo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-argileux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-sableux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sablo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sableux}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs indiquent un niveau décroissant de prédisposition du sol à dénitrifier les nitrates selon sa texture.

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

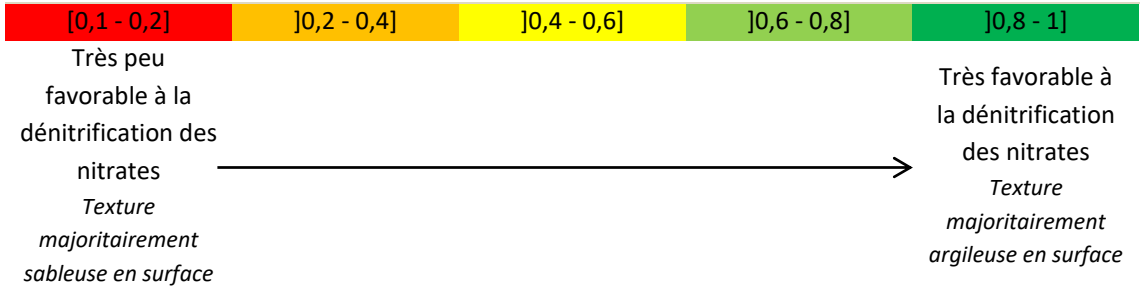
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol dans les 30 premiers cm est elle-favorable à la dénitrification des nitrates ?

Sous-fonction renseignée : dénitrification des nitrates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol dans les 30 premiers cm en surface du sol est de plus en plus fine, les conditions sont plus favorables à la dénitrification des nitrates.
Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 42 : « Texture en profondeur »

Paramètre à la base de l'indicateur : la texture du sol entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur des classes de texture du sol entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique modulée selon les effets sur la dénitrification.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI au moins un sondage pédologique contient au moins un horizon histique entre 30 cm et 120 cm de profondeur, *OU* au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre la profondeur de 120 cm (profondeur totale d'un sondage pédologique $<$ 120 cm), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Texture en profondeur**.

SI aucun horizon histique n'est observé entre 30 cm et 120 cm de profondeur *ET* tous les sondages pédologiques ont pu être réalisés jusqu'à une profondeur de 120 cm, *ALORS*

$$\textbf{Texture en profondeur} = \sum_{i=1}^{N} Texture\ en\ profondeur_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Texture en profondeur** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Texture\ en\ profondeur_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Texture\ en\ profondeur_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; le nombre de sondages pédologiques dans le sous -ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Texture\ en\ profondeur_{\ sondage\ pédologique} = \frac{\begin{matrix} h_{Horizon\ argileux} \times 1 + h_{Horizon\ argilo-limoneux} \times 0{,}85 + h_{Horizon\ limono-argileux} \times 0{,}7 + \\ h_{Horizon\ limoneux} \times 0{,}55 + h_{Horizon\ limono-sableux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ sablo-limoneux} \times 0{,}25 \\ + h_{Horizon\ sableux} \times 0{,}1 \end{matrix}}{0{,}9}$$

Où

$h_{Horizon\ argileux}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argilo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-argileux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-sableux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sablo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sableux}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs indiquent un niveau décroissant de prédisposition du sol à dénitrifier les nitrates selon sa texture.

La valeur de 0,9 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (entre 0,3 et 1,2 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

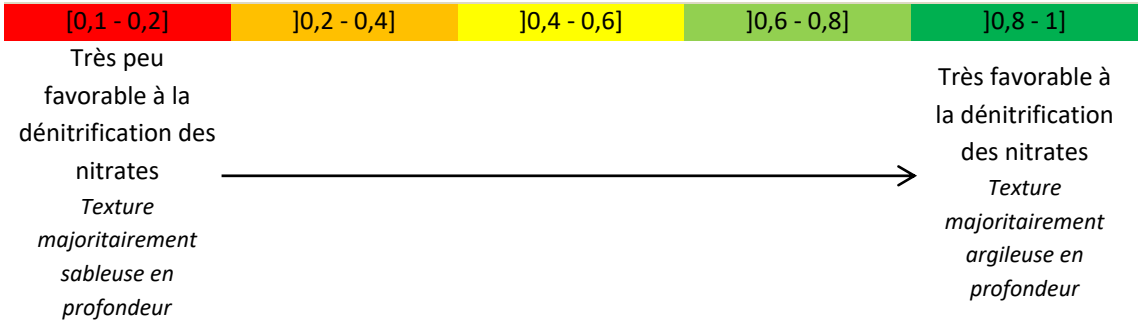
Question à laquelle répond l'indicateur : la texture du sol entre 30 cm et 120 cm de profondeur est elle-favorable à la dénitrification des nitrates ?

Sous-fonction renseignée : dénitrification des nitrates.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la texture du sol en profondeur est de plus en plus fine, les conditions sont plus favorables à la dénitrification des nitrates.
Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne tient pas compte de l'éventuelle charge en cailloux dans le sol et que les classes de texture prises en compte restent peu précises. Par ailleurs, la dénitrification tend à diminuer avec la profondeur du sol (voir par ex. Luo *et al.* 1998).

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



10. « Conductivité hydraulique en surface » et « Conductivité hydraulique en profondeur »

Définition de la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique correspond à une mesure utilisée pour évaluer la capacité d'un milieu poreux à transmettre un fluide sous l'effet d'un gradient de pression 1. Elle correspond à une mesure du taux de déplacement de l'eau à travers le sol (Boelter *et al.* 1968). Cette capacité dépend de la saturation et des propriétés du milieu poreux (granulométrie, répartition des pores, …) et des propriétés du fluide qu'il laisse passer (viscosité, densité…). La conductivité hydraulique et la perméabilité intrinsèque sont des fonctions strictement croissantes avec le taux de saturation du milieu poreux. Lorsque la teneur en eau augmente, le nombre de pores en eau augmente, un plus grand nombre de pores participent alors à l'écoulement et la conductivité augmente. Lorsque le milieu est saturé, la conductivité hydraulique est maximale. On parle alors de conductivité hydraulique à saturation. **La conductivité hydraulique a des effets importants sur les écoulements dans les sols aussi bien organiques (horizons histiques) (Boelter *et al.* 1968) que non organiques. Elle varie beaucoup selon le type de sol, la texture ou le degré d'humification dans les sols organiques (voir Davidsson *et al.* 2000).**

Propriétés associées à la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique a une influence cruciale sur le transport de l'eau, des nutriments et leur rétention (voir Davidsson *et al.* 2000). Les analyses hydrologiques sur les sols impliquent souvent l'évaluation de l'infiltration, de la conductivité, de la rétention… Tout comme la quantité de matière organique ou la structure du sol, la texture est une caractéristique majeure qui influence ces propriétés hydrologiques (Saxton et Rawls 2006). **En effet, bien que les horizons et la taille des structures influencent les paramètres hydrauliques du sol, il semble que la texture ait la plus forte influence sur la porosité, la conductivité hydraulique à saturation, la distribution de la taille des pores ou encore le potentiel matriciel du sol à saturation (Cosby *et al.* 1984 dans Fernandez-Illescas *et al.* 2001). Les sols avec une texture grossière ont généralement une conductivité hydraulique plus forte que les sols avec une texture fine.** Bien que la texture soit généralement un déterminant majeur de la conductivité hydraulique, chaque sol a d'autres propriétés intrinsèques qui peuvent expliquer des écarts à cette propriété générale (Rawls *et al.* 1982). L'aptitude des sols à conserver l'eau varie donc et il s'agit là d'une des caractéristiques qui est à l'origine même de leur différenciation. Les sols de zones humides constitués principalement de sables sont très filtrants et de très bon conducteurs pour les flux d'eau (écoulements rapides) ; les sols à texture plus fine comme les sols argileux sont moins conducteurs (écoulements lents) alors que les sols limoneux ont des propriétés intermédiaires (Stengel et Gelin 1998).

Les histosols sont souvent composés d'une superposition d'horizons histiques, où les proportions de matière organique et d'eau dans le sol peuvent fortement varier. La conductivité hydraulique des histosols peut être affectée par le type d'horizons histiques (Laplace-Dolonde 1994). **Plus ces sols contiennent de fibres, plus la conductivité hydraulique est importante (voir Davidsson *et al.* 2000). À l'inverse, lorsque les matériaux contenus dans la tourbe sont fortement décomposés, les écoulements sont plus lents (Boelter *et al.* 1968).**

Des propositions sont faites dans la littérature pour ordonner les sols selon leur texture ou le degré de décomposition du matériau qui constitue les horizons histiques ; et leur influence sur la conductivité hydraulique à saturation. **Les sols à la texture sableuse, sont ceux avec la conductivité hydraulique la plus forte, suivis par ceux avec une texture plus limoneuse et enfin les sols avec la texture la plus argileuse seraient ceux avec la conductivité hydraulique à saturation la plus faible. La conductivité hydraulique à saturation des sols composés de tourbe serait à un niveau intermédiaire entre les sols sableux et limoneux, avec une variation selon le degré de décomposition du matériau organique (Tableaux ci-après).**

Tableau 9 : Ordres de grandeur de la conductivité hydraulique à saturation dans les sols (remis en forme de Musy et Soutter 1991).

<table>
<tr><td>Conductivité à saturation en m/s</td><td colspan="3">10^{-1} 10^{-2} 10^{-3}
Soit environ :</td><td>10^{-4}
100 m/j</td><td>10^{-5}
10 m/j</td><td>10^{-6}
1 m/j</td><td>10^{-7}
0,1 m/j</td><td colspan="4">10^{-8} 10^{-9} 10^{-10} 10^{-11}</td></tr>
<tr><td>Perméabilité</td><td colspan="3">Perméable</td><td colspan="3">Semi-perméable</td><td colspan="4">Imperméable</td></tr>
<tr><td>Types de sols</td><td>Graviers sans sable ni élément fin</td><td colspan="3">Sables avec graviers et sables grossiers à sables fins</td><td colspan="2">Sables très fins, limons grossiers à limons argileux</td><td colspan="3">Argiles limoneuses à argiles homogènes</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td colspan="3"></td><td colspan="2">Tourbes</td><td colspan="3"></td></tr>
</table>

Tableau 10 : Conductivité hydraulique à saturation mesurée dans différents types d'horizon (issu de Hoffmann *et al*. 1993, Davidsson *et al*. 2000).

Matériau	Conductivité hydraulique à saturation (cm/s)
Tourbe peu humifiée	1.10^{-2}
Tourbe modérément humifiée	5.10^{-3}
Tourbe très humifiée	1.10^{-3}
Tourbe compacte	5.10^{-5}
Sables grossiers	1.10^{-1}
Sables de taille intermédiaire	1.10^{-2}
Sables fins	1.10^{-3}
Sable avec gyttja	1.10^{-4}
Limon	$1.10^{-7} – 1.10^{-4}$
Gyttja	1.10^{-9}
Argile	$1.10^{-9} – 1.10^{-7}$

Le type de matériau (texture et types d'horizons histiques) qui constitue le sol du site influence fortement la transmission des écoulements dans le sol et a donc des effets importants sur la recharge des nappes. Le type de matériau qui constitue le sol du site est un paramètre pris en compte pour proposer des indicateurs (Encadrés ci-après). Il est considéré qu'en général, plus la texture est grossière plus la recharge des nappes par l'infiltration des écoulements superficiels est accrue. Lorsque le matériau qui constitue le sol est organique, l'ampleur de l'effet sur la conductivité hydraulique est considérée comme étant en général intermédiaire entre les sables et les limons. Il ne paraît pas possible au vu des valeurs de conductivité hydraulique trouvées dans la littérature de prendre en compte l'effet de la décomposition du matériau organique pour ordonner son effet par rapport à la texture.

Dans le cadre de cette méthode, le type de matériau constitutif du sol sera renseigné en tenant compte du fait qu'il n'est pas toujours possible de décrire le type de matériau sur un sondage pédologique de 120 cm, comme préconisé lors de l'application de la méthode sur le terrain. En effet, les tests sur le prototype de méthode 2015 ont révélé que sur 110 sites où la profondeur minimum des sondages pédologiques était connue, les sondages pédologiques ne pouvaient pas être faits à une profondeur supérieure à 30 cm dans 10 % des cas, principalement en raison de la présence d'une charge importante en cailloux qui limite la possibilité de réaliser un sondage pédologique plus profond.

Deux indicateurs sont donc renseignés. Ils portent sur la couche superficielle du sol (0-30 cm, sur laquelle il est possible dans 90 % des cas de réaliser un sondage pédologique d'après les tests du prototype 2015 sur 110 sites) ou la couche la plus profonde de sol (30-120 cm, pas toujours accessible dans son ensemble, du fait de la charge en cailloux qui peut être présente).

Encadré 43 : « Conductivité hydraulique en surface »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de matériau constitutif du sol (horizons histiques ou texture) dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur du type de matériau (texture du sol ou horizons histiques) dans les 30 premiers cm en surface de chaque sondage pédologique.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI au moins un sondage pédologique n'a pu atteindre 30 cm de profondeur (profondeur totale du sondage pédologique $<$ 30 cm), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Conductivité hydraulique en surface**.

SI la totalité des sondages pédologiques ont atteint la profondeur de 30 cm (profondeur des sondages pédologiques $\geq$ 30 cm), *ALORS*

$$\textbf{Conductivité hydraulique en surface} = \sum_{i=1}^{N} Conductivité\ hydraulique\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Conductivité hydraulique en surface** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Conductivité\ hydraulique\ en\ surface_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Conductivité\ hydraulique\ en\ surface_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i *;* le nombre de sondages pédologiques dans le sous -ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$ *;* la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Conductivité\ hydraulique\ en\ surface_{sondage\ pédologique} = \frac{\begin{array}{c} h_{Horizon\ sableux} \times 1 + h_{Horizon\ sablo-limoneux} \times 1 + h_{Horizon\ histiques} \times 0{,}7 + \\ h_{Horizon\ limono-argileux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limoneux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limono-sableux} \times 0{,}4 + \\ h_{Horizon\ argileux} \times 0{,}1 + h_{Horizon\ argilo-limoneux} \times 0{,}1 \end{array}}{0{,}3}$$

Où

$h_{Horizon\ sableux}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sablo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ histques}$; l'épaisseur totale des horizons histique en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-argileux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-sableux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argilo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argileux}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m dans les 30 premiers cm du sondage pédologique.

Les valeurs indiquent conductivité hydraulique décroissante selon le type de matériau qui constitue le sol (texture ou horizons histiques) (valeurs ordonnées vu les règles d'étalonnage choisies et d'après les valeurs proposées par Musy et Soutter 1991).

La valeur de 0,3 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (0,3 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

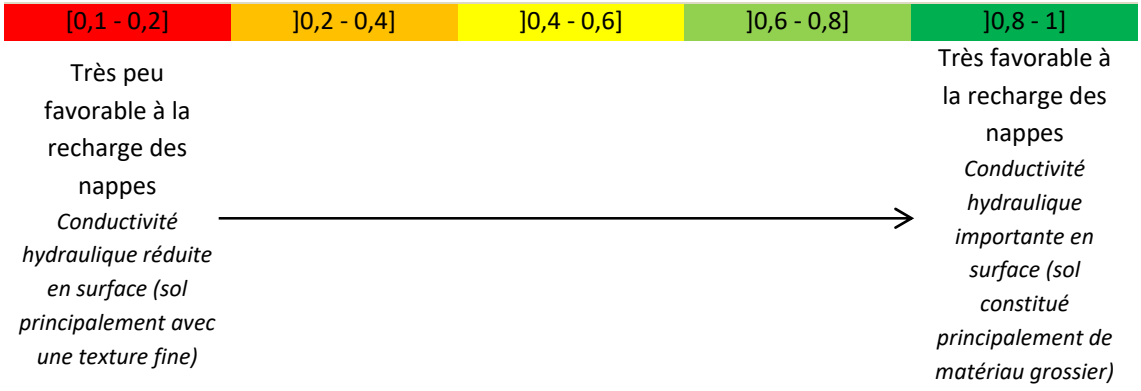
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la conductivité hydraulique dans les 30 premiers cm du sol du site ?

Sous-fonction renseignée : recharge des nappes.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le matériau dans les 30 premiers cm en surface du sol est plus grossier, la conductivité hydraulique est plus importante et les conditions sont plus favorables à la recharge des nappes.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne tienne pas compte d'éventuelles interactions avec d'autres paramètres qui peuvent affecter la conductivité hydraulique (par ex. charge en cailloux dans le sol) et le fait qu'il ne tienne pas compte du degré de décomposition du matériau organique dans les horizons histiques ; alors que cela affecte la conductivité hydraulique à saturation dans le sol.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 44 : « Conductivité hydraulique en profondeur »

Paramètre à la base de l'indicateur : le type de matériau constitutif du sol (horizons histiques ou texture) entre 30 et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : épaisseur du type de matériau (texture du sol ou horizons histiques) entre 30 cm et 120 cm sur chaque sondage pédologique.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI au moins un sondage pédologique n'a pas atteint la profondeur de 120 cm (profondeur total du sondage pédologique $<$ 120 cm), *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Conductivité hydraulique en profondeur**.

SI l'ensemble des sondages pédologiques ont atteint la profondeur de 120 cm (profondeur des sondages pédologiques de 120 cm), *ALORS*

$$\textbf{Conductivité hydraulique en profondeur} = \sum_{i=1}^{N} Conductivité\ hydraulique\ en\ profondeur_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Conductivité hydraulique en profondeur** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Conductivité\ hydraulique\ en\ profondeur_{sous-ensemble\ homogène} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{P} Conductivité\ hydraulique\ en\ profondeur_{sondage\ pédologique\ i}}{\mathrm{P}}\right) \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i *;* le nombre de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène compris entre 1 et P ; P étant le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
P ; le nombre total de sondages pédologiques dans le sous-ensemble homogène.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$ *;* la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Conductivité\ hydraulique\ en\ profondeur_{\ sondage\ pédologique} = \frac{\begin{array}{c} h_{Horizon\ sableux} \times 1 + h_{Horizon\ sablo-limoneux} \times 1 + h_{Horizon\ histiques} \times 0{,}7 + \\ h_{Horizon\ limono-argileux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limoneux} \times 0{,}4 + h_{Horizon\ limono-sableux} \times 0{,}4 + \\ h_{Horizon\ argileux} \times 0{,}1 + h_{Horizon\ argilo-limoneux} \times 0{,}1 \end{array}}{0{,}9}$$

Où

$h_{Horizon\ sableux}$; l'épaisseur totale des horizons sableux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ sablo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons sablo-limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ histques}$; l'épaisseur totale des horizons histique en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-argileux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-argileux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ limono-sableux}$; l'épaisseur totale des horizons limono-sableux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argilo-limoneux}$; l'épaisseur totale des horizons argilo-limoneux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

$h_{Horizon\ argileux}$; l'épaisseur totale des horizons argileux en m entre 30 et 120 cm dans le sondage pédologique.

Les valeurs indiquent conductivité hydraulique décroissante selon le type de matériau qui constitue le sol (texture ou horizons histiques) (valeurs ordonnées vu les règles d'étalonnage choisies et d'après les valeurs proposées par Musy et Soutter 1991).

La valeur de 0,9 correspond à l'épaisseur de sol prise en compte pour calculer l'indicateur (entre 0,3 et 1,2 m). Cette valeur permet d'avoir un indicateur dont la valeur n'excède pas 1.

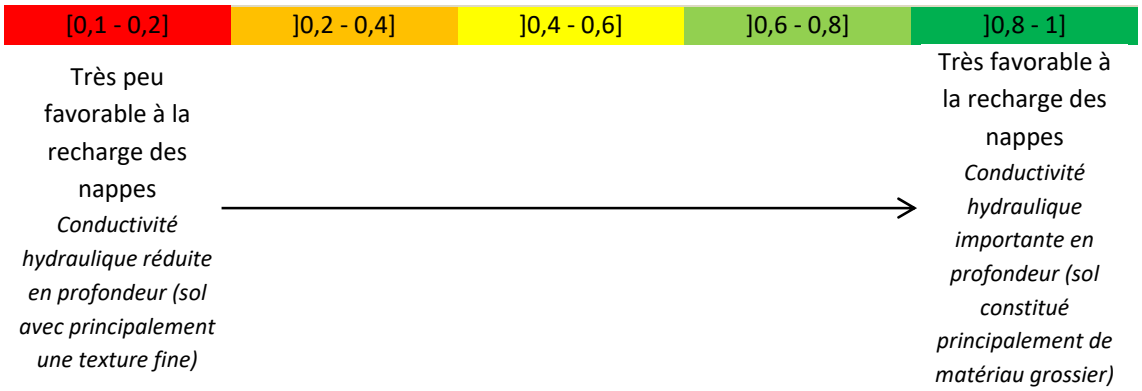
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la conductivité hydraulique entre 30 cm et 120 cm dans le sol du site ?

Sous-fonction renseignée : recharge des nappes.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le matériau entre 30 cm et 120 cm dans le sol est plus grossier, la conductivité hydraulique est plus importante et les conditions sont plus favorables à la recharge des nappes.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il ne tienne pas compte d'éventuelles interactions avec d'autres paramètres qui peuvent affecter la conductivité hydraulique (par ex. charge en cailloux dans le sol) et le fait qu'il ne tienne pas compte du degré de décomposition du matériau organique dans les horizons histiques ; alors que cela affecte la conductivité hydraulique à saturation dans le sol.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



11. « Engorgement temporaire » et « Engorgement permanent »

Définition des traits d'hydromorphie

L'occupation de toute la porosité de l'horizon d'un sol par l'eau est appelée engorgement ou saturation. La macroporosité est alors occupée par une eau « libre » qui chasse l'air. L'engorgement peut être temporaire (par ex. durant les précipitations hivernales et printanières) ou permanent (tout au long de l'année). **L'hydromorphie est une manifestation morphologique de l'engorgement. Elle apparaît sous la forme de traits d'hydromorphie (par ex. ségrégations, colorations ou décolorations, accumulation de matière organique) qui peuvent persister à la fois durant des périodes humides et sèches (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013).** Des précautions sont néanmoins à prendre lorsqu'il s'agit d'établir un lien entre engorgement et hydromorphie (Encadré ci-après). **Les traits d'hydromorphie courants sont les horizons rédoxiques, réductiques et histiques.**

Encadré 45 : Engorgement sans hydromorphie et hydromorphie sans engorgement (issu du (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013).

Les traits classiques d'hydromorphie issus d'une ségrégation, d'une accumulation ou d'une perte en fer et manganèse sont fréquents. Toutefois, ils ne se forment que dans certains matériaux favorables (présence de fer mobile en abondance) et lorsque des processus d'oxydoréduction se développent. Il peut donc y avoir engorgement sans trait classique d'hydromorphie comme par exemple dans les matériaux contenant très peu de fer (sols sableux ou limoneux, blanchis), ceux contenant du fer sous forme peu mobile (sols très calcaires, sols très argileux) ou ceux ennoyés dans une nappe circulante bien oxygénée (sols alluviaux).

Inversement, les traits d'hydromorphie peuvent persister alors que l'engorgement est temporairement absent, ou lorsqu'il a disparu. C'est le cas des sols engorgés temporairement. Ils sont engorgés en hiver et au printemps et secs en été mais gardent leurs signes d'hydromorphie tout au long de l'année. C'est le cas aussi des sols drainés ou ayant subi un changement de pédoclimat. Leurs traits d'hydromorphie témoignent de régimes hydriques passés. Pour leur interprétation, les traits d'hydromorphie doivent ainsi être replacés dans le contexte général du sol et de son environnement afin de vérifier si les traits sont fonctionnels (engorgement actuel) ou plus exceptionnellement fossiles (engorgement passé). Pour distinguer certains cas, il est nécessaire de faire appel à un pédologue.

L'existence des horizons rédoxiques (codés g d'après Baize et Girard 2009 ; ou —g) résulte d'engorgements temporaires : alternance de phase de saturation (mobilisation du fer sous forme Fe^{2+}- réduction) et de non-saturation (immobilisation du fer sous forme Fe^{3+}- oxydation). Des trainées grises moins foncées que le fond matriciel de l'horizon, appauvries en fer et des tâches couleur rouille enrichies en fer caractérisent souvent ces horizons. La taille des tâches d'oxydation et/ou de réduction (de quelques mm à plus d'une dizaine de mm), leur couleur et leur abondance sont très variables. L'intensité de l'hydromorphie dans l'horizon rédoxique dépend de l'importance de ces tâches dans l'horizon et de la localisation de l'horizon (en surface ou en profondeur). La couleur plus claire des faces des unités structurales de l'horizon par rapport à l'intérieur de ces unités est due à la redistribution centripète du fer migrant en périodes de saturation vers l'intérieur des agrégats où il se fixe pendant le dessèchement. Cette forme de ségrégation du fer est permanente et donc visible quel

que soit l'état hydrique de l'horizon (Baize et Girard 2009). Selon le Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol (2013), un horizon est qualifié de rédoxique quand les traits rédoxiques couvrent plus de 5 % de l'horizon sur une coupe verticale.

La réduction du fer (Fe^{2+}) dans le sol est la conséquence d'engorgements quasi continus qui confèrent aux horizons réductiques (codés G d'après Baize et Girard 2009) une morphologie caractéristique (Baize et Girard 2009). L'aspect de ces horizons est relativement typique, puisque 95 % à 100 % de son volume présente une couleur uniforme verdâtre ou bleuâtre (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013). Le fer est réparti de manière assez homogène dans les horizons réductiques. Il est possible de constater une déferrification complète et un blanchiment de ces horizons (horizon G albique) si la porosité et les conditions hydrologiques permettent un renouvellement de l'eau excédentaire. Les horizons G ont un aspect qui peut ne pas être permanent au cours de l'année, puisqu'il dépend de la persistance ou du caractère saisonnier de l'engorgement en eau. Il est donc possible de distinguer des horizons G entièrement réduits (Gr, complètement bleuâtres à verdâtres sur plus de 95 % de la surface ou complètement blancs à noirs ou grisâtres avec une chroma ≤ 2 sur la charte des couleurs du Munsell) et des horizons G temporairement réoxydés (Go) où l'engorgement est régulièrement interrompu (tâches couleur rouille souvent pâles observables durant les périodes de non-saturation dans les vides, dans les conduits racinaires, sur les faces des agrégats). En période de non-saturation, le fer est redistribué de manière centrifuge, de l'intérieur vers la périphérie des agrégats (ségrégation de couleurs brève qui disparaît durant l'engorgement) (Baize et Girard 2009).

Les horizons histiques (codés H d'après Baize et Girard 2009) sont des horizons holorganiques formés de débris végétaux en milieux saturés par l'eau pendant de longues périodes (plus de la moitié de l'année). Au-delà de 20 % de matière minérale, l'horizon histique a pu recevoir des apports de matières minérales d'origine allochtone. Les horizons H sont parfois sur des matériaux minéraux (par ex. horizons G) et le substrat sur lequel ils reposent est souvent très profond. Ils flottent parfois sur l'eau. Différents types d'horizons H peuvent se superposer. Ils se différencient par leur taux de fibres frottées[48] et le degré de décomposition du matériel végétal[49]. **L'anoxie dans les réductisols et les histosols est une caractéristique qui leur est commune mais l'absence de constituants minéraux dans les histosols ne permet pas de redistribution du fer dans le solum et ne permet donc pas d'observer du fer réduit (sauf dans les matériaux terriques ou limniques).** Il est important de noter que dans les réductisols où l'engorgement en eau a lieu de manière prolongée dès la surface, la matière organique évolue vers un anmoor, un hydromoder ou un hydromor, auquel cas la base des horizons O peut constituer un horizon histique. Les horizons histiques peuvent donc être situés sur des horizons réductiques (Baize et Girard 2009).

[48] Les débris organiques à structures végétales reconnaissables, retenus sur un tamis de 200 µm après tamisage sous un courant d'eau.

[49] Le degré de décomposition du matériel s'apprécie sur le terrain par la couleur du liquide qui s'écoule quand on presse un échantillon (échelle de Von Post). Au laboratoire, on emploie l'« indice pyrophosphate ».

Propriétés des sols selon le niveau d'engorgement

L'engorgement du sol influence le cycle de l'azote, du phosphore et du carbone. **En effet, les phases aérobies et/ou anaérobies modifient le potentiel redox du sol et impactent la quantité d'ions en solution (voir Reddy et D'Angelo 1994 dans Mitsch et Gosselink 2007)**[50]**.**

Par exemple, l'engorgement au cours du temps tout comme l'apport azoté, la concentration en composés carbonés facilement métabolisables par les microorganismes, la température ou encore la texture du sol (Weitz *et al.* 2001, Florinsky *et al.* 2004, Hill et Cardaci 2004, Curie 2006), jouent un rôle clef dans le processus de dénitrification. En effet, la dénitrification est affectée par la quantité d'oxygène présente dans le sol et les sédiments (Kayranli *et al.* 2010). Les zones les plus propices à la dénitrification sont celles où des conditions d'anoxie apparaissent à la fois pendant une durée significative et à faible profondeur. Ainsi, plus un sol est engorgé – au moins temporairement, plus la dénitrification est efficace (Clément *et al.* 2008). À noter toutefois que les zones engorgées en permanence présentent en général des taux de dénitrification plus faibles que des zones caractérisées par des inondations intermittentes car la réoxygénation temporaire des sols favorisent la nitrification et donc l'apport en nitrates (Groffman et Tiedje 1988, Hefting *et al.* 2004). Clément *et al.* (2008) évoquent qu'en l'absence de données pédologiques, l'engorgement des sols peut être en partie évaluée par télédétection au travers d'indicateurs élémentaires de type surfacique (densité de végétation hygrophile, mode de gestion, composition de l'occupation du sol et des types de végétations).

En conditions anoxiques, la transformation des nitrates en N_2 constitue un des mécanismes prédominants en zones humides. Cependant, lorsque la concentration en oxygène est trop faible, la dénitrification peut être partielle donnant lieu au rejet de N_2O, un important gaz à effet de serre (Baize et Girard 2009, Gobat *et al.* 2010).

Dans le sol, les processus de décomposition de la matière organique varient selon le degré d'engorgement du sol. **Ainsi, un sol très hydromorphe inhibe la dégradation de la matière organique et favorise la constitution d'importants stocks de carbone (Collins *et al.* 2001, Mitra *et al.* 2005, Mitsch *et al.* 2013).**

En revanche, les fluctuations du niveau d'eau peuvent avoir des conséquences directes sur les processus méthanogéniques (anaérobies, formation de méthane CH_4 à partir du CO_2 ou des produits de fermentation de la matière organique du sol par les archéobactéries méthanogènes) et méthanotrophiques (aérobies, transformation du CH_4 en CO_2 par les bactéries méthanotrophes) (Kelley *et al.* 1995 dans Kayranli *et al.* 2010) entrainant malgré tout la libération de gaz à effet de serre (méthane ou CO_2). Pour rappel :

- **La méthanotrophie.** Elle résulte de la respiration par des bactéries méthanotrophes et donc de l'oxydation du méthane en CO_2 dans les horizons aérobies, quand le sol et les sédiments sont bien drainés et donc lorsque l'oxygène est disponible. Cela se déroule en dehors des périodes d'inondation et lorsque le niveau de la nappe s'abaisse (voir Kayranli

[50] Le potentiel rédox est une grandeur thermodynamique qui évalue la capacité oxydante ou réductrice d'un système rédox. Le potentiel d'oxydoréduction est élevé quand un système est oxydant, son aptitude à se réduire en captant des électrons croît ; alors qu'il est réducteur et tend à céder des électrons quand son potentiel rédox est bas (Heller, 2015).

et al. 2010). L'oxygène est utilisé pour oxyder le méthane et le transformer en dioxyde de carbone.

- **La méthanogénèse.** Elle résulte de l'activité des archéobactéries méthanogènes dans les horizons anaérobies qui utilisent les produits de la fermentation de la matière organique carbonée en acétate et CO_2 pour former du CH_4, quand le sol et les sédiments sont soumis à des conditions d'anoxie durant les périodes d'inondation et lorsque le niveau de la nappe phréatique est élevé (voir Kayranli *et al.* 2010). Les conditions anaérobies associées à l'hydromorphie tendent à favoriser les flux de méthane contrebalançant dans certains cas le stockage du carbone (Mitra *et al.* 2005).

Relations entre écoulements et hydromorphie

L'hydropériode est une caractéristique majeure du maintien de l'intégrité structurelle et donc de la réalisation des fonctions par une zone humide. Elle peut se définir par la fréquence, la durée, l'intensité (c'est-à-dire saturation partielle ou totale de tout le volume de sol) et la saisonnalité des variations du niveau d'eau au sein de la zone humide. Ces caractéristiques contrôlent la dynamique hydrologique de la zone humide en conditionnant les écoulements de surface, de subsurface et souterrains qui alimentent ou traversent la zone humide (Euliss et Mushet 1996, Nilsson *et al.* 2013, Rains *et al.* 2015). De ces caractéristiques découlent les conditions de saturation de la zone humide, sa capacité à stocker de l'eau évènementielle et à contribuer aux écoulements (Fossey et Rousseau 2016b). L'engorgement des sols et les traces d'hydromorphie observables rendent compte de cette dynamique hydrologique. **Ainsi, un sol très hydromorphe, caractérisé par des horizons réductiques (G) est le signe d'un engorgement permanent s'accompagnant d'une très faible capacité de stockage de l'eau évènementielle de par la condition de saturation préexistante dans le sol. Ces conditions d'hydromorphie sont en revanche le signe d'une capacité de rétention pérenne permettant une mobilisation des eaux pour une contribution retardée aux écoulements. Un sol moyennement hydromorphe, caractérisé par des horizons rédoxiques (g ou –g) est le signe d'un engorgement temporaire et donc d'une capacité potentielle de stockage de l'eau évènementielle de par les conditions de saturation variable existantes. Cependant, il est à noter que dans certains contextes particuliers, dont les fluviosols développés dans des matériaux très pauvres en fer, le plus souvent calcaires ou sableux et en présence d'une nappe circulante ou oscillante très oxygénée, ou dans les podzols humiques et humoduriques, l'excès d'eau prolongée ne se traduit pas systématiquement par des traits d'hydromorphie ; impliquant donc des précautions dans l'interprétation de l'absence de traits d'hydromorphie lorsque ceux-ci doivent être mis en relation avec des modes de fonctionnement hydrologique et d'engorgement.**

Le niveau d'engorgement a une influence importante sur la capacité du sol d'une zone humide à réaliser des fonctions hydrologiques et biogéochimiques. La présence de traits d'hydromorphie dans le sol, témoins de cet engorgement, est donc un paramètre pris en compte pour évaluer certaines fonctions.

En général, plus l'engorgement est important et permanent (traits d'hydromorphie de type réductique ou histique) plus les conditions sont vraisemblablement favorables à la séquestration du carbone. Au contraire, quand l'engorgement n'est pas permanent, tout en restant suffisant

(temporaire), les conditions sont favorables à la dénitrification[51], au stockage évènementiel des eaux et donc à l'atténuation du débit de crue à l'aval. Ces conditions ne rendent pas compte de la saisonnalité des périodes d'engorgement et donc de l'adéquation entre eau stockable (période humide) et capacité de stockage de la zone humide dépendante des conditions préalables d'humidité des sols. Elles ne rendent pas non plus compte du rapport entre la capacité de stockage de la zone humide et le volume d'eau disponible (autrement dit le pourcentage que cela représente par rapport aux précipitations). Ainsi, l'effet sur la sous-fonction d'atténuation du débit de crue n'est que partiellement évalué et l'effet relatif d'un site (site impacté) par rapport à un autre (site de compensation) ne sera comparable que lorsque le principe de proximité géographique sera scrupuleusement respecté. Il est considéré que plus la capacité de stockage est importante et plus les conditions sont vraisemblablement favorables à l'atténuation du débit de crue (Encadrés ci-après).

[51] La dénitrification est souvent favorisée par un engorgement temporaire (traits d'hydromorphie rédoxiques) car la réoxygénation temporaire des sols favorise la nitrification et donc l'apport en nitrates.

Encadré 46 : « Engorgement permanent »

Paramètre à la base de l'indicateur : les traits d'hydromorphie dans le sol selon la grille du GEPPA (voir Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : intensité de l'engorgement dans le sol du site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI aucun trait d'hydromorphie n'est détecté dans tous les sondages pédologiques d'au moins un sous-ensemble homogène[52], *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Engorgement permanent**.

SI au moins un trait d'hydromorphie est détecté dans au moins un sondage pédologique de chaque sous-ensemble homogène, *ALORS*

$$\textbf{Engorgement permanent} = \sum_{i=1}^{N} Engorgement\ permanent_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Engorgement permanent** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Engorgement\ permanent_{sous-ensemble\ homogène} = \sum_{i=1}^{P} Engorgement\ permanent_{sondage\ pédologique\ i} \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i *;* la valeur maximale relevée dans les sondages pédologiques d'un sous -ensemble homogène compris entre 1 et P.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène\ ;}$ la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

[52] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Engorgement\ permanent_{sondage\ pédologique} = h_{Histique} \times 1 + h_{Réductique} \times 0{,}55 + h_{Rédoxique} \times 0{,}1$$

Où

$h_{Histique}$; égale à 1 si présence de traits d'hydromorphie histiques d'au moins 10 cm d'épaisseur. Soit principalement la classe d'hydromorphie H du GEPPA (1981). Alors que cette classe H du GEPPA (1981) semble requérir au moins 40 cm d'horizons histiques pour identifier un trait d'hydromorphie histique, dans cette méthode 10 cm suffisent. L'engorgement est considéré comme maximum (histosols).

$h_{Réductique}$; égale à 1 si présence de traits réductiques (G) qui débutent à une profondeur $\leq$ 0,5 m (réductisols). Soit principalement la classe d'hydromorphie VId du GEPPA (1981), sans traits d'hydromorphie histiques.

$h_{Rédoxique}$; égale à 1 si présence de traits rédoxiques (g ou –g) qui débutent à moins de 0,25 m de profondeur et se prolongent ou s'intensifient en profondeur ; ou présence de traits rédoxiques à moins de 0,5 m de profondeur, se prolongent ou s'intensifient en profondeur et des traits réductiques apparaissent entre 0,8 et 1,2 m. Soit principalement la classe d'hydromorphie Va, Vb, Vc, Vd et IVd du GEPPA (1981).

Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur « hydromorphie » de la version 1 a été scindé en deux indicateurs distincts dans cette version 2 pour tenir compte de l'effet contrasté que peut avoir une même condition d'engorgement sur les fonctions de séquestration du carbone d'une part, et de dénitrification des nitrates et d'atténuation du débit de crue à l'aval d'autre part.

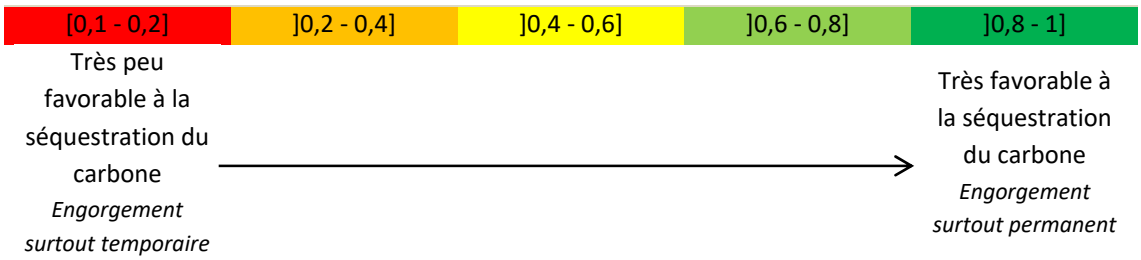
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la fréquence des traits d'hydromorphie indiquant des conditions d'engorgement prolongées dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : séquestration du carbone.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'intensité de l'engorgement permanent croît et la séquestration du carbone est vraisemblablement plus importante dans le site.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne distingue pas l'ensemble des processus associés à l'engorgement (par ex. méthanogénèse) et qui peuvent affecter la réalisation des sous-fonctions prises en compte (notamment le rôle du puits ou source de carbone). Cet indicateur ne distingue pas non plus des conditions d'engorgement plus fines.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 47 : « Engorgement temporaire »

Paramètre à la base de l'indicateur : les traits d'hydromorphie dans le sol selon la grille du GEPPA (voir Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013).

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : intensité de l'engorgement dans le sol du site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.1 de la section VI.1.3.3.

Valeur octroyée à l'indicateur :

SI aucun trait d'hydromorphie n'est détecté dans tous les sondages pédologiques d'au moins un sous-ensemble homogène[53], *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Engorgement temporaire**.

SI au moins un trait d'hydromorphie est détecté dans au moins un sondage pédologique de chaque sous-ensemble homogène, *ALORS*

$$\textbf{Engorgement temporaire} = \sum_{i=1}^{N} Engorgement\ temporaire_{sous-ensemble\ homogène\ i}$$

Où
i ; le nombre de sous-ensemble homogène dans le site compris entre 1 et N ; N étant le nombre total de sous-ensemble homogène dans le site.
L'indicateur **Engorgement temporaire** est calculé à partir des informations relevées dans les sondages pédologiques et les sous-ensembles homogènes auxquelles ils correspondent.

<u>À l'échelle du sous-ensemble homogène :</u>

$$Engorgement\ temporaire_{sous-ensemble\ homogène} = \sum_{i=1}^{P} Engorgement\ temporaire_{sondage\ pédologique\ i} \times \left(\frac{S_{sous-ensemble\ homogène}}{S_{site}}\right)$$

Où
i ; la valeur maximale relevée dans les sondages pédologiques d'un sous -ensemble homogène compris entre 1 et P.
$S_{sous\text{-}ensemble\ homogène}$; la superficie du sous-ensemble homogène en ha.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

[53] Les sous-ensembles homogènes sont identifiés sur le terrain. Chaque sous-ensemble homogène dans le site est constitué de conditions géologiques, topographiques, d'habitats EUNIS niveau 3, pédologique, pratiques anthropiques… considérées comme relativement homogènes par l'observateur.

À l'échelle du sondage pédologique :

$$Engorgement\ temporaire_{sondage\ pédologique} = h_{Histique} \times 0{,}1 + h_{Réductique} \times 0{,}1 + h_{Rédoxique} \times 1$$

Où

$h_{Histique}$; égale à 1 si présence de traits d'hydromorphie histiques d'au moins 10 cm d'épaisseur. Soit principalement la classe d'hydromorphie H du GEPPA (1981). Alors que cette classe H du GEPPA (1981) semble requérir au moins 40 cm d'horizons histiques pour identifier un trait d'hydromorphie histique, dans cette méthode 10 cm suffisent. L'engorgement est considéré comme maximum (histosols).

$h_{Réductique}$; égale à 1 si présence de traits réductiques (G) qui débutent à une profondeur $\leq$ 0,5 m (réductisols). Soit principalement la classe d'hydromorphie VId du GEPPA (1981), sans traits d'hydromorphie histiques.

$h_{Rédoxique}$; égale à 1 si présence de traits rédoxiques (g ou –g) qui débutent à moins de 0,25 m de profondeur et se prolongent ou s'intensifient en profondeur ; ou présence de traits rédoxiques à moins de 0,5 m de profondeur, se prolongent ou s'intensifient en profondeur et des traits réductiques apparaissent entre 0,8 et 1,2 m. Soit principalement la classe d'hydromorphie Va, Vb, Vc, Vd et IVd du GEPPA (1981).

Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur « hydromorphie » de la version 1 a été scindé en deux indicateurs distincts dans cette version 2 pour tenir compte de l'effet contrasté que peut avoir une même condition d'engorgement sur les fonctions de séquestration du carbone d'une part, et de dénitrification des nitrates et d'atténuation du débit de crue à l'aval d'autre part.

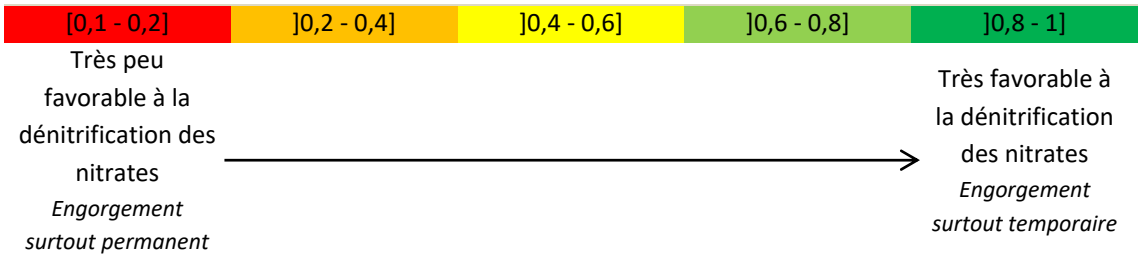
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la fréquence des traits d'hydromorphie indiquant des conditions d'engorgement temporaires dans le site ?

Sous-fonctions renseignées : dénitrification des nitrates, atténuation du débit de crue à l'aval.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'intensité de l'engorgement temporaire croît et la dénitrification des nitrates est vraisemblablement plus efficace dans le site.

Comme limite, on peut mentionner que cet indicateur ne distingue pas l'ensemble des processus associés à l'engorgement et qui peuvent affecter la réalisation des sous-fonctions prises en compte. Cet indicateur ne distingue pas non plus des conditions d'engorgement plus fines.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



12. « Richesse en habitats », « Équipartition des habitats », « Habitats hygrophiles », « Habitats non hygrophiles », « Habitats halophiles », « Habitats non halophiles »

Définition des habitats

Plusieurs définitions sont proposées dans la littérature pour définir ce qu'est un habitat. Jeanmougin *et al.* (2014) expliquent les confusions sémantiques autour du terme habitat dans leur synthèse. **Diehl (2013) passe en revue brièvement les définitions qui mettent l'accent sur l'exigence écologique des espèces.** Si ce dernier mentionne que le concept est resté relativement inchangé au cours du temps (par ex. selon Odum *et al.* (1971) un habitat est simplement le lieu où un organisme vit) il souligne également que le concept a été enrichi en identifiant les raisons à l'origine de la présence d'un organisme et en particulier le rôle des ressources disponibles. Morrison *et al.* (2006) parlent ainsi d'habitat pour une aire où les ressources et les conditions environnementales favorisent la présence des individus d'une espèce donnée et leurs permettent d'y survivre et de s'y reproduire.

D'autres définitions sont proposées qui mettent davantage l'accent sur les structures végétales pour définir un habitat. Ainsi, d'après Noss (1983), un habitat est une petite étendue spatiale sur quelques hectares ou moins, dont la structure végétale est uniforme. Hall *et al.* (1997) contestent cette définition de l'habitat. Pour eux, un habitat est plus qu'une association végétale sur une étendue spatiale ou le potentiel d'une communauté végétale à atteindre un stade climacique spécifique. Ils recommandent alors de préférer le terme d' « association végétale » ou de « type de végétation ». À noter qu'au sens de la « Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages », un habitat naturel est une zone terrestre ou aquatique « se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles ». Dans cette même directive, l'habitat d'une espèce se définit « par des facteurs abiotiques et biotiques spécifiques où vit l'espèce à l'un des stades de son cycle biologique ». C'est cette dernière définition qui sera retenue dans le cadre de la méthode.

Propriétés des habitats

Dans leur revue, Maciejewski *et al.* (2016) pointent trois principes essentiels à la définition des habitats à savoir la chorologie, le principe d'essences écologiques et celui de dynamique dans laquelle est inscrit tout habitat. **« L'objet habitat » intègre donc une multitude d'espèces, leurs relations et également celles avec l'environnement (Maciejewski *et al.* 2016).** La combinaison fonctionnelle de plusieurs habitats dans une mosaïque paysagère est vitale pour les animaux utilisant de multiples types d'habitats, incluant aussi les écotones. La combinaison de ces habitats doit donc être prise en compte dans les stratégies de conservation (Noss 1987). L'hétérogénéité spatiale (qui résulte de la diversité des habitats sur un site) peut avoir des conséquences variables sur la diversité biologique d'un site. En général, plus l'hétérogénéité spatiale est importante, plus la richesse spécifique croît et les espèces adaptées aux écotones sont favorisées. Il se peut cependant que les populations des espèces inféodées aux conditions spécifiques à l' « intérieur » d'un habitat soient défavorisées si la superficie de cette unité d'habitat se réduit. Alors les espèces opportunistes peuvent proliférer, les communautés peuvent être déstabilisées (Noss 1983). **En complément de l'identification des habitats, une série d'indices peuvent être utilisés à partir de cartes thématiques pour quantifier l'hétérogénéité spatiale des habitats.** La composition du site peut ainsi être décrite en recensant le nombre d'habitats, la proportion des habitats ou encore leur diversité (Gustafson 1998).

Nomenclatures pour identifier les habitats

En France, les nomenclatures couramment utilisées pour identifier les habitats sont principalement CORINE Biotopes (Bissardon *et al.* 2003) ou EUNIS (Davies *et al.* 2004 traduite par Louvel *et al.* 2013a). Par ailleurs, le prodrome, qui est une nomenclature des communautés végétales est parfois utilisé (Bardat *et al.* 2004). Chaque nomenclature revêt certains avantages pour être utilisée sur les zones humides. Concernant CORINE Biotopes et le Prodrome des Végétations de France, ces nomenclatures ont une portée réglementaire pour identifier les zones humides contrairement à EUNIS. En revanche, EUNIS se présente sous une forme plus abordable que les deux autres nomenclatures pour qu'un non botaniste ou non phytosociologue puisse identifier les habitats EUNIS niveau 1 à 3 via des clefs de détermination. À noter, qu'une correspondance réciproque[54] existe entre CORINE Biotopes et EUNIS (voir Louvel *et al.* 2013b).

Caractérisation de propriétés des sols selon la présence d'habitats halophiles

La salinisation est un processus par lequel la solution du sol (fraction fluide contenant les éléments minéraux (ions ou molécules) qui circulent dans les espaces libres ou pores du sol) se minéralise sous l'action de mécanismes physiques (ex, évaporation, drainage, altération des minéraux de la roche mère ou encore accumulation) entraînant un enrichissement en sels solubles et conférant au profil de sol un caractère salé (Servant 1975, Cherbuy 1991). Ce caractère salé peut nuire à la végétation par les processus de stress osmotique (limitation de la quantité d'eau disponible) et de stress métabolique (toxicité de certains éléments) (Durand 1983, Levigneron *et al*. 1995). Deux types de salinisation existent, à savoir, une salinisation primaire, résultante de l'altération des roches formant le substrat et des apports externes naturels et une salinisation secondaire, résultante de l'activité humaine (Cherbuy 1991).

Les sels solubles composants la solution du sol regroupent des cations (ions chargés positivement) et des anions (ions chargés négativement). Les ions communs dans la solution du sol sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^{+}) et le potassium (K^{+}) pour les cations et le chlore (Cl^{-}), le sulfate (SO_4^{2-}), le carbonate (CO_3^{-}) et le nitrate (NO_3^{-}) pour les anions (Keren 2000). **La conductivité électrique permet de mesurer la concentration en ions dans la solution du sol. En effet, celle-ci conduit d'autant mieux l'électricité que sa concentration en ions est élevées. La conductivité électrique est donc une mesure indirecte de la salinité.** Elle permet de mesurer le degré de salinisation d'un sol via sa concentration en sels solubles ; mais pas avec précision. En effet, étant donné qu'elle ne distingue pas précisément les sels solubles, une concentration mesurée peut être imputable à une concentration importante d'autres ions que Na+ et Cl-.

La conductivité électrique s'exprime en milli-siemens par centimètre (mS/cm) et a une gamme de valeur comprise entre 0 mS/cm (eau pure déminéralisée) et environ 50 mS /cm (eau de mer) à une température de 25°C[55]. Selon Calvet (2003), un sol est qualifié de salé quand sa conductivité électrique est supérieure à 4 mS/cm. Cependant, le caractère salé d'un sol doit être apprécié selon la sensibilité des espèces végétales qui le couvrent et qui varie grandement. Ainsi, un sol dont la conductivité

[54] https://inpn.mnhn.fr/accueil/index

[55] La conductivité étant dépendante de la température. Toute mesure doit être corrigée selon cette dernière (Norme AFNOR NF en 2788). À noter que la plupart des sondes de mesure (conductimètres) font cette correction de manière automatique.

électrique aurait une valeur inférieure à 4 mS/cm, mais supérieure à une valeur de référence pour un habitat donné (Durand 1983) pourrait être le signe d'une salinisation.

La valeur de la conductivité électrique renseigne sur une possible toxicité du sol, une baisse de la disponibilité des éléments nutritifs, ou encore une baisse de la perméabilité des sols et une altération de sa structure. De par leur rôle sur le pouvoir drainant du sol, la texture et la structure des sols agissent sur la salinisation. Ainsi, un sol à texture grossière, plus perméable, est peu affecté par la salinisation (Ltifi 2008). En revanche, un sol à texture fine et peu perméable tend au processus de salinisation. Selon Van Hoorn (1994), ce sont les sols limoneux, combinant des vitesses d'écoulement moyens et une forte amplitude de battement de nappe qui sont les plus propices au phénomène de salinisation. En effet, les importantes fluctuations de la nappe dans ces sols favorisent les phénomènes de lixiviation qui s'accompagnent de la migration des sels dans le profil de sol (Ltifi 2008). Les sols dits salés sont susceptibles de voir leur structure se dégrader (Aubert 1983) abaissant leur perméabilité en diminuant leur capacité de ralentissement des ruissellements et de rétention des sédiments et affectant négativement la croissance des végétaux (**Ashraf et Harris 2004) soit par une toxicité directe due à l'accumulation excessive des ions, soit par déséquilibre nutritionnel provoqué par ce même excès (Levigneron *et al.* 1995).**

La nutrition minérale des plantes est altérée par de forte valeur de salinité qui induit une compétition entre les éléments nutritifs pour leur capacité d'assimilation par la plante (Haouala *et al*. 2007). Une forte salinité (forte concentration en NaCl notamment) tend à réduire la capacité d'assimilation de l'azote (Levitt 1980), à inhiber l'absorption des nitrates (NO_3^-) (Smith 1973) ou encore à diminuer l'assimilation du phosphore (Piri 1991) dans le cas d'une accumulation de chlorures (Cl-). Les ions ne sont pas figés dans les sols et des fronts de migration peuvent apparaître dans le temps le long du profil de sol. Ces profils sont le résultat des phénomènes naturels tels que la lixiviation qui induit une migration des ions vers la zone profonde par infiltration d'eau (ex, précipitation, inondation). Selon Servant (1975) quatre profils types permettent de définir l'état de salinisation d'un sol :

- **une diminution de la salinité du haut vers le bas indique une salinisation en cours ;**
- **une augmentation de la salinisation du haut vers le bas indique une désalinisation ;**
- la présence d'un front de salinisation dans les horizons intermédiaires indique un processus de désalinisation en cours après une phase de salinisation plus ancienne temporaire (pic de salinisation dans les horizons intermédiaires) ;
- à l'inverse, une chute de salinisation dans les horizons intermédiaires indique une resalinisation en cours après une période de désalinisation (Servant 1976).

  Les deux derniers profils peuvent suggérer un phénomène périodique.

Dans le cadre de cette méthode, le terme d'habitat est employé au sens de la définition de la « Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages ». La composition des habitats dans le site est révélatrice de la composition des communautés végétales et animales qui l'occupent et de leurs interactions. Deux indicateurs en découlent : la richesse (nombre d'habitats) et l'équipartition des habitats EUNIS niveau 1 et 3.

La nomenclature EUNIS est préférée vu son aspect pratique pour des non spécialistes ; mais des informations existantes dans le site (par ex. identification des habitats avec CORINE Biotopes ou le Prodrome des Végétations de France) peuvent être exploitées étant donné qu'une correspondance réciproque[56] existe entre ces nomenclatures. La description des habitats est faite au niveau EUNIS niveau 3.

Il est considéré que plus la richesse et l'équipartition des habitats est importante dans le site, plus l'hétérogénéité des habitats est importante et plus les conditions sont favorables à l'accomplissement du cycle biologique de nombreuses espèces en général (Encadrés ci-après).

Quatre indicateurs supplémentaires sont fournis et indiquent un gradient hydrique dans le site et les conditions de salinité. Ils sont basés sur la composition et la structure des communautés végétales dans le site (habitats hygrophiles ou non hygrophiles, habitats halophiles ou non halophiles). Outre l'importance de ces indicateurs pour évaluer la fonction de support des habitats, l'indicateur « habitats non halophiles » est associé aux fonctions de rétention de sédiments et d'assimilation végétale de l'azote.

[56] https://inpn.mnhn.fr/accueil/index

Encadré 48 : « Richesse en habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain . D'éventuelles corrections peuvent alors être faites.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : nombre d'habitats EUNIS niveau 3 dans le site.

Étalonnage : autres cas. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues suite aux phases de test effectuées.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 n'a pas été déterminé lors de la phase de test des prototypes 2014 et 2015 (traduction de la clef de détermination des habitats EUNIS niveau 3 non disponible durant les tests), sauf sur une trentaine de sites environ, où des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3. Quand ces observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'un habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs habitats EUNIS niveau 3.
Lors de la phase de test du prototype 2015, le nombre d'habitats EUNIS niveau 2 par site a été recensé dans les 163 sites tests. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre d'habitats EUNIS niveau 2 recensés. Le minimum est de 1, la valeur médiane est de 2 et la valeur maximale est de 6. À titre d'information, dans les sites dont la superficie est $\leq$ 5 ha, un maximum de 4 habitats EUNIS niveau 2 a été recensé (n = 4 sites avec 4 habitats parmi les 106 sites tests).

Tableau 11 : Nombre d'habitats EUNIS niveau 2 recensés dans les 163 sites tests de 2015.

Nombre d'habitats EUNIS niveau 2	1	2	3	4	5	6
Nombre de sites	66	50	34	9	3	1

Lors des phases de tests associées aux prototypes 2017 et 2018, le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 (sans tenir compte des habitats entièrement anthropisés appartenant aux milieux EUNIS niveau 1 « **I** Cultures […] » et « **J** Zones bâties […] ») a été déterminé dans 204 sites tests, en utilisant une superficie minimale cartographiable de 2 500 m² pour détecter la présence d'un habitat. Le tableau ci-dessous présente le nombre de sites tests par nombre d'habitats EUNIS niveau 3 qui ne sont pas entièrement anthropisés recensés. Le minimum est de 0, la valeur médiane est de 1 et la valeur maximale est de 5[57].

Tableau 12 : Nombre d'habitats EUNIS niveau 3 recensés dans les 204 sites tests de 2017 et 2018, avec une superficie minimale cartographiable de 2 500 m². Les habitats appartenant aux milieux EUNIS niveau 1 « **I** Cultures […] » et « **J** Zones bâties […] » ne sont pas pris en compte.

Nombre d'habitats EUNIS niveau 3	1	2	3	4	5
Nombre de sites	34	91	15	6	2

[57] À titre d'information, dans les sites d'une superficie $\leq$ 5 ha, un maximum de 4 habitats EUNIS niveau 3 a été recensés (n = 3 sites avec 4 habitats parmi les 171 sites tests) ; et dans les sites dont la superficie est $>$ 5 ha (30 sites ont une superficie comprise entre]5 - 20 ha]), un maximum de 5 habitats EUNIS niveau 3 a été recensés (n = 2 sites avec 5 habitats parmi les 33 sites tests).

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur augmentera avec le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 recensés dans le site. L'indicateur a été étalonné en tenant compte de trois informations : **(1)** le nombre maximal d'habitats recensés dans les sites tests des prototypes de 2017 et 2018 (5 habitats qui ne sont pas entièrement anthropisés détectés au maximum avec une superficie minimale cartographiable de 2 500 m²), **(2)** les retours d'expériences sur la version 1 de la méthode qui démontrent que les observateurs choisissent assez souvent une superficie minimale cartographiable inférieure à 2 500 m² et **(3)** que les observateurs appliquent la méthode sur des grands sites, c'est-à-dire largement supérieurs à 5 ha (par ex. 10 ou 20 ha). Avec des descriptions plus fines et/ou sur de sites vastes, les évaluations peuvent potentiellement conduire à détecter un nombre d'habitats plus important que celui indiqué par la valeur maximale observée durant les tests des prototypes 2017 et 2018.

Ainsi, le nombre maximal d'habitats qui ne sont pas entièrement anthropisés observés durant les tests des prototypes 2017 et 2018 est multiplié par 2 pour étalonner l'indicateur, soit 10 habitats. Le fait de multiplier par 2 le nombre d'habitats pour étalonner l'indicateur, tient compte du fait que la méthode peut être appliquée sur des sites relativement grands (d'une superficie supérieure à 5 ha), alors que le nombre maximal d'habitats qui ne sont pas entièrement anthropisés observés durant les tests des prototypes 2017 et 2018 a essentiellement été observé sur des sites de petite superficie, c'est-à-dire dont la superficie était inférieure à 5 ha.

La valeur de l'indicateur augmente avec le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 non entièrement anthropisés recensés dans le site ; donc sans considérer :
> les habitats des catégories 1 et 2 mentionnés dans l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » ;
> les « massifs » d'espèces végétales associées à des invasions biologiques.

Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **F** Landes, fourrés et toundras, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3.
Par ex. il est considéré qu'un seul habitat est présent si le site est composé :
*> de 40 % de **FB.1** Plantations d'arbustes […] sans strate arborescente avec un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive ;*

*> et de 60 % de **FB.4** Vignobles sans strate arborescente, avec un couvert herbacé ≥ 30 % ni monospécifique ni quasi-monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive.*

Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **G** Boisements, forêts et autres habitats boisés, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3.
Par ex. il est considéré qu'un seul habitat est présent si le site est composé :
*> de 20 % de **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors < 30 %, soit (2) un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors < 30 % en phase de croissance végétative ;*

*> de 30 % de **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors < 30 %, soit (2) un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors < 30 % en phase de croissance végétative ;*

*> de 50 % de **G3.F** Plantations très artificielles de conifères avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique.*

SI le nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 est ≥ 10*, ALORS* **Richesse en habitats** = 1.

SI le nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 est < 10*, ALORS*

$$\textbf{Richesse en habitats} = \frac{\text{nombre total d'habitats EUNIS niveau 3 recensés dans le site}}{10} \times \textit{part relative du site en habitats naturels ou semi} - \textit{naturels}$$

Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur de la version 1 tenait aussi compte des habitats souvent fortement anthropisés pour calculer le nombre d'habitats. Il apparaissait nécessaire de se focaliser uniquement sur les habitats semi-naturels et naturels pour calculer cette richesse.

De plus, l'indicateur de la version 1 était étalonné pour tenir compte du nombre d'habitats souvent présents sur de petits sites (c'est-à-dire inférieur à 5 ha) ; et il atteignait donc sa valeur maximale dès que 6 habitats EUNIS niveau 3 étaient présents dans un site. Dans la pratique, la méthode a aussi été appliquée sur de grands sites, avec des chances plus importantes d'y observer un plus grand nombre d'habitats que sur des petits sites. Ainsi, il apparaissait nécessaire d'élever le seuil de plafonnement de l'indicateur pour aussi tenir compte de ces contextes écologiques.

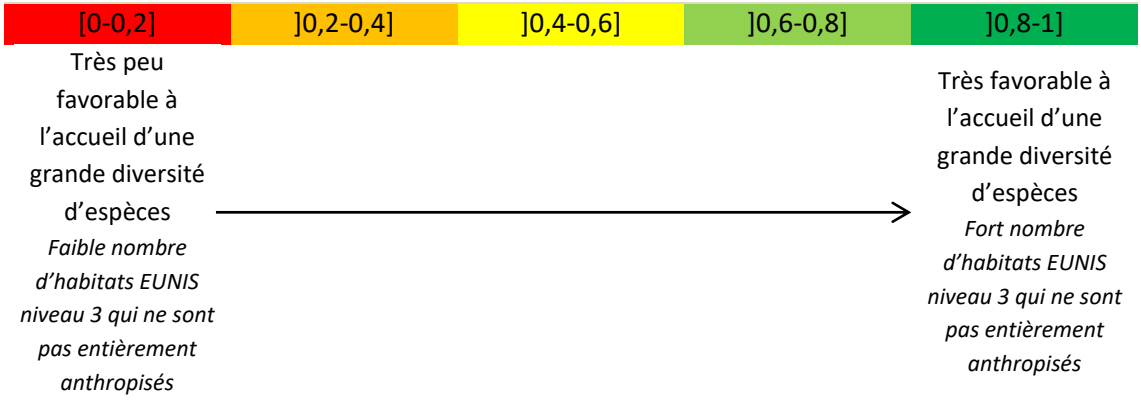
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la richesse en habitats qui ne sont pas entièrement anthropisés (EUNIS niveau 3) détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, le nombre d'habitats (EUNIS niveau 3) qui ne sont pas entièrement anthropisés croît dans le site et l'hétérogénéité des habitats augmente, ce qui est en général favorable à l'accomplissement du cycle biologique d'un plus grand nombre d'espèces. À noter cependant qu'une grande richesse en habitat peut traduire un niveau de fragmentation élevé potentiellement défavorable à certaines espèces spécialistes.
L'indicateur a été étalonné en tenant compte du fait que la méthode puisse être appliquée sur de grands sites (>5 ha) et avec une superficie minimale cartographiable plus fine que celle recommandée généralement pour une évaluation rapide. Étant donné que l'indicateur est basé sur un nombre absolu d'habitats observés dans un site, il est déconseillé de l'appliquer sur de vastes sites, par ex. un site de 50 ha pourrait facilement comporter plus de 10 habitats non entièrement anthropisés et des impacts sur ces habitats ne seraient alors pas révélés par cet indicateur. Plus largement, avec la méthode, il reste donc préconisé de réaliser des évaluations sur des sites d'une superficie modeste qui restent appréhendables durant une évaluation rapide pour les observateurs, quitte à éventuellement scinder un site vaste, en plusieurs sites, pour faire des évaluations distinctes.
À noter enfin que les habitats présentant une petite superficie risquent de ne pas être comptabilisés quand les observateurs choisissent une surface minimale cartographiable élevée. Pour autant, ces habitats peuvent jouer un rôle important pour certains groupes taxonomiques. Si ces habitats de petite superficie requièrent une vigilance particulière (par ex. habitat d'intérêt communautaire ou habitat permettant l'accomplissement du cycle biologique d'une espèce protégée), il peut alors être préconisé d'utiliser une superficie minimale cartographiable plus petite et/ou de vérifier que ces habitats feront l'objet d'évaluations complémentaires pour requérir éventuellement des mesures de compensation.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 49 : « Équipartition des habitats »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
La part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans les sites n'a pas été déterminée lors de la phase de test des prototypes 2014 et 2015 (traduction de la clef de détermination des habitats EUNIS niveau 3 non disponible durant les tests). Sur environ une trentaine de sites, des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3. Quand ces observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'un habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs habitats EUNIS niveau 3. Ainsi, il supposé qu'il est possible de se baser sur la gamme de variation de l'équitabilité des habitats EUNIS niveau 2 pour étalonner l'indicateur sur les habitats EUNIS niveau 3.
Lors de la phase de test du prototype 2015, la proportion des habitats EUNIS niveau 2 a été déterminée sur les 163 sites tests. L'équitabilité représente la distribution des habitats dans le site. Elle peut être définie comme le rapport entre la diversité mesurée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (c'est-à-dire $-\sum pi \log_{10} pi$, où pi est la part relative du site occupée par l'habitat i, Shannon et Weaver 1949) et la diversité théorique maximale (c'est-à-dire $\log_{10} N$ où N est le nombre d'habitats EUNIS niveau 2 dans le site) (Pielou 1966). La figure ci-après représente la distribution de l'indice d'équitabilité dans les sites tests. Le premier quartile est de 0, la médiane est de 0,426 et le troisième quartile de 0,802.

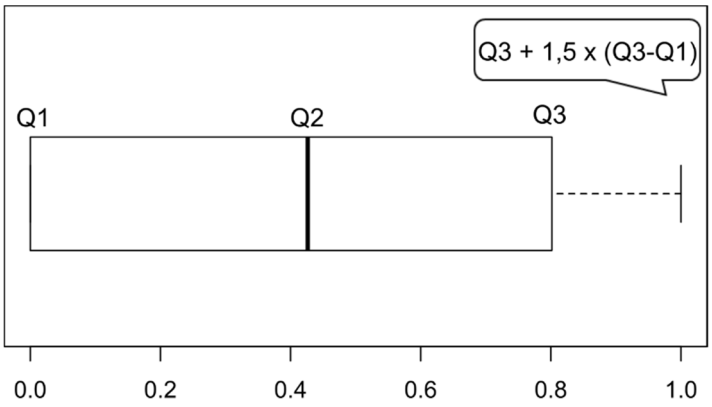


Figure 53 : Indice d'équitabilité des habitats EUNIS niveau 2 dans 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :

L'indicateur **Équipartition des habitats** est notamment basé sur l'indice d'équitabilité. Étant donné le mode de calcul de ce dernier, l'indice d'équitabilité varie entre 0 et 1. L'indice d'équitabilité est de 0 quand la totalité du site est occupée par un seul habitat EUNIS niveau 3. Il est de 1 lorsqu'il y a équipartition des habitats EUNIS

niveau 3 dans le site. La valeur de l'indicateur d'équipartition des habitats suivra donc la même variation que l'indice d'équitabilité, mais en tenant compte de l'emprise du site occupée par des habitats qui ne sont pas entièrement anthropisés.

$$\textbf{Équipartition des habitats} = (- \Sigma \, pi \log_{10} pi / \log_{10} N) \times part\ relative\ du\ site\ sans\ habitat\ entièrement\ anthropisés$$

Où
N ; est le nombre d'habitats EUNIS niveau 3 dans le site qui ne sont pas entièrement anthropisés ; donc sans considérer :
> les habitats des catégories 1 et 2 mentionnés dans l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » ;
> les « massifs » d'espèces végétales associées à des invasions biologiques.
Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **F** Landes, fourrés et toundras, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3.
Par ex. il est considéré qu'un seul habitat est présent si le site est composé :
*> de 40 % de **FB.1** Plantations d'arbustes […] sans strate arborescente avec un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive ;*

*> et de 60 % de **FB.4** Vignobles sans strate arborescente, avec un couvert herbacé ≥ 30 % ni monospécifique ni quasi-monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive.*

Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **G** Boisements, forêts et autres habitats boisés, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3.
Par ex. il est considéré qu'un seul habitat est présent si le site est composé :
*> de 20 % de **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors < 30 %, soit (2) un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors < 30 % en phase de croissance végétative ;*

*> de 30 % de **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors < 30 %, soit (2) un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors < 30 % en phase de croissance végétative ;*

*> de 50 % de **G3.F** Plantations très artificielles de conifères avec (1) un couvert herbacé ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique.*

pi ; est la part relative du site occupée par l'habitat EUNIS niveau 3 i considéré comme « non entièrement anthropisé ». Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **F** Landes, fourrés et toundras, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3. Quand plusieurs habitats appartenant aux milieux **G** Boisements, forêts et autres habitats boisés, mentionnés dans les catégories 3 et 4 de l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » sont présents, ils sont considérés comme un seul habitat EUNIS niveau 3.

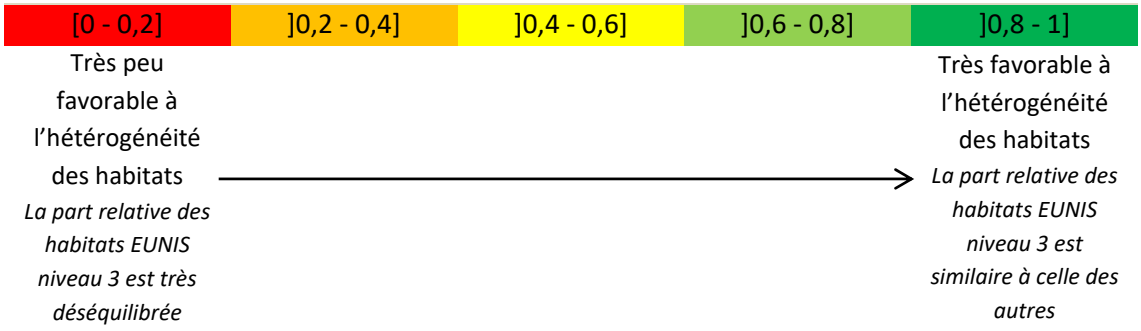
Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur de la version 1 tenait aussi compte des habitats souvent fortement anthropisés pour calculer l'équipartition. Il apparaissait nécessaire de se focaliser uniquement sur les habitats semi-naturels et naturels pour calculer l'équipartition.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'équipartition des habitats au sens de la nomenclature EUNIS niveau 3 détectés dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative de chaque habitat EUNIS niveau 3 est de plus en plus similaire à celle des autres habitats dans le site. À l'inverse, quand la valeur de l'indicateur diminue, un type d'habitat EUNIS niveau 3 ou quelques habitats dominent de plus en plus les autres habitats du site.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 50 : « Habitats hygrophiles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 considérés comme mésohygrophiles ou hygrophiles dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

$$\textbf{Habitats hygrophiles} = \frac{S_{Catégorie\ méso-hygrophile}}{S_{site}}$$

Où
$S_{Catégorie\ méso-hygrophile}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 considérés comme mésohygrophiles ou hygrophiles qui sont listés dans la catégorie 1 du tableau ci-après.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

Tableau 13 : Catégorie d'habitats selon leur caractère hygrophile.

Description	Habitats EUNIS niveau 3 correspondant
Catégorie 1	
Habitats mésohygrophiles ou hygrophiles	Les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les niveaux EUNIS niveau 1 : **D** Tourbières hautes et bas-marais. Les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les niveaux EUNIS niveau 2 : **A1** Roche et autres substrats durs intertidaux, **A2** Sédiment intertidal, **E3** Prairies humides et prairies humides saisonnières et **F9** Fourrés ripicoles et des bas-marais. Les habitats EUNIS niveau 3 : **B1.1** Laisses de mer des plages sableuses, **B1.2** Plages sableuses au-dessus de la laisse de mer, **B1.8** Pannes dunaires mouilleuses et humides, **B2.1** Laisses de mer des plages de galets, **B2.2** Plages de galets mobiles sans végétation au-dessus du niveau des laisses de mer, **C3.1** Formations à hélophytes riches en espèces, **C3.2** Roselières et formations de bordure à grands hélophytes autres que les roseaux, **C3.3** Formations riveraines à grandes Cannes, **C3.4** Végétations à croissance lente, pauvres en espèces, du bord des eaux ou amphibies, **C3.5** Berges périodiquement inondées à végétation pionnière et éphémère, **C3.6** Berges nues ou à végétation clairsemée avec des sédiments meubles ou mobiles, **E5.4** Lisières et prairies humides ou mouilleuses à grandes herbacées et à fougères, **F4.1** Landes humides, **G1.1** Forêts riveraines et forêts galeries, avec dominance d'*Alnus*, *Populus* ou *Salix*, **G1.2** Forêts riveraines mixtes des plaines inondables et forêts galeries mixtes, **G1.3** Forêts riveraines méditerranéennes, **G1.4** Forêts marécageuses de feuillus ne se trouvant pas sur tourbe acide, **G1.5** Forêts marécageuses de feuillus sur tourbe acide, **G1.B** Aulnaies non riveraines, **G3.E** Forêts de conifères des tourbières némorales, **H3.4** Falaises continentales humides et **I1.4** Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières. Ces habitats ont été identifiés en s'appuyant notamment sur la correspondance entre les habitats CORINE Biotopes caractéristiques de zones humides, selon l'arrêté du 24 juin

	2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du code de l'environnement ; et la typologie EUNIS disponible sur le site de l'INPN, ainsi que Gayet *et al.* 2023d. Les habitats EUNIS niveau 3 : **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont un couvert herbacé hygrophile ou arbustif hygrophile.
Catégorie 2	
Autres habitats	Tous les habitats non mentionnés ci-avant.

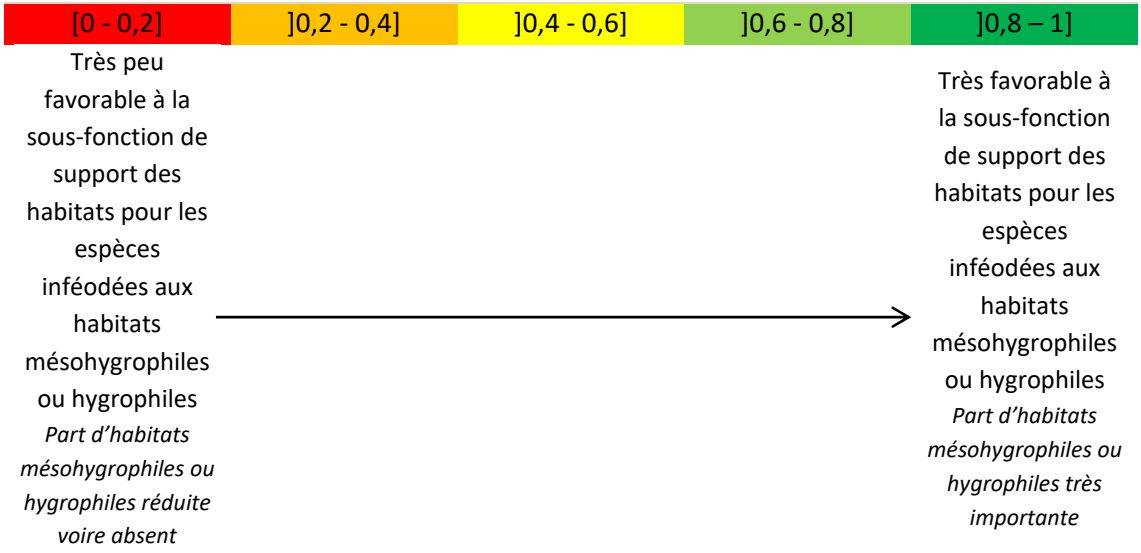
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'importance des habitats mésohygrophiles ou hygrophiles dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site avec des habitats mésohygrophiles ou hygrophiles croît ; ce qui est en général favorable à la sous-fonction de support des habitats pour les espèces les plus inféodées aux habitats mésohygrophiles ou hygrophiles.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. Une description plus fine des habitats jusqu'au niveau EUNIS niveau 4 voire au-delà permettrait une description plus fine du caractère mésohygrophiles ou hygrophile d'un habitat (par ex. les peupleraies (G1.C) au niveau EUNIS 3 ne sont pas considérées comme humides, mais certains habitats infra-niveau 3 du G1.C, par ex. avec de la mégaphorbiaie en sous-bois, revêtissent un caractère mésohygrophile ou hygrophile flagrant). Cet indicateur ne permet pas de distinguer des habitats méso-hygrophiles de ceux plus nettement hygrophiles. Étant donné le niveau de description des habitats dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur.
Cet indicateur doit impérativement être interprété avec l'indicateur « habitats non hygrophiles » en parallèle.

→ voir page suivante.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 51 : « Habitats non hygrophiles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 naturels ou semi-naturels considérés le plus souvent comme non mésohygrophiles et non hygrophiles dans le site. Sont exclus les habitats présentant un caractère fortement anthropisé ainsi que l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques.

Étalonnage de l'indicateur :

$$\textbf{Habitats non hygrophiles} = \frac{S_{site} - S_{Catégorie\ méso-hygrophile} - S_{Catégorie\ artificielle} - S_{Invasion\ biol.\ vég.}}{S_{site}}$$

Où

$S_{Catégorie\ méso-hygrophile}$: la superficie totale (en ha) des habitats EUNIS niveau 3 naturels ou semi-naturels considérés le plus souvent comme mésohygrophiles ou hygrophiles le plus souvent sans un caractère entièrement anthropisé listés dans la catégorie « méso-hygrophile » du Tableau ci-avant dans l'Encadré précédent.

$S_{Catégorie\ artificielle}$: la superficie totale (en ha) des habitats EUNIS niveau 3 considérés le plus souvent avec sans un caractère entièrement anthropisé ; et qui sont listés dans la catégorie « entièrement anthropisés » du tableau ci-après.

$S_{Invasion\ biol.\ vég.}$: la superficie totale (en ha) de l'emprise occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques.

S_{site} : la superficie du site en ha.

Tableau 14 : Catégorie d'habitats entièrement anthropisés.

Tous les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les niveaux EUNIS niveau 1 :

- **J** Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels.

Tous les habitats EUNIS niveau 3 suivants :

- **C3.3** Formations riveraines à grandes Cannes ;
- **E1.6** Pelouses à annuelles subnitrophiles ;
- **E1.B** Pelouses des sols métallifères ;
- **E1.C** Habitats méditerranéens secs à végétation herbacée non-vernale inappétente ;
- **E1.E** Pelouses xériques piétinées à espèces annuelles ;
- **E2.6** Prairies améliorées, réensemencées et fortement fertilisées, y compris les terrains de sport et les pelouses ornementales ;
- **E2.8** Pelouses mésophiles piétinées à espèces annuelles ;
- **E4.5** Prairies alpines et subalpines fertilisées ;
- **E5.1** Végétations herbacées anthropiques ;
- **FA.1** haies d'espèces non indigènes ;
- **FB.1** Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, **FB.2** Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, **FB.3** Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les

fruits, autres que les vignobles, **FB.4** Vignobles ; s'ils ont un couvert herbacé < 30 % en phase de croissance végétative.

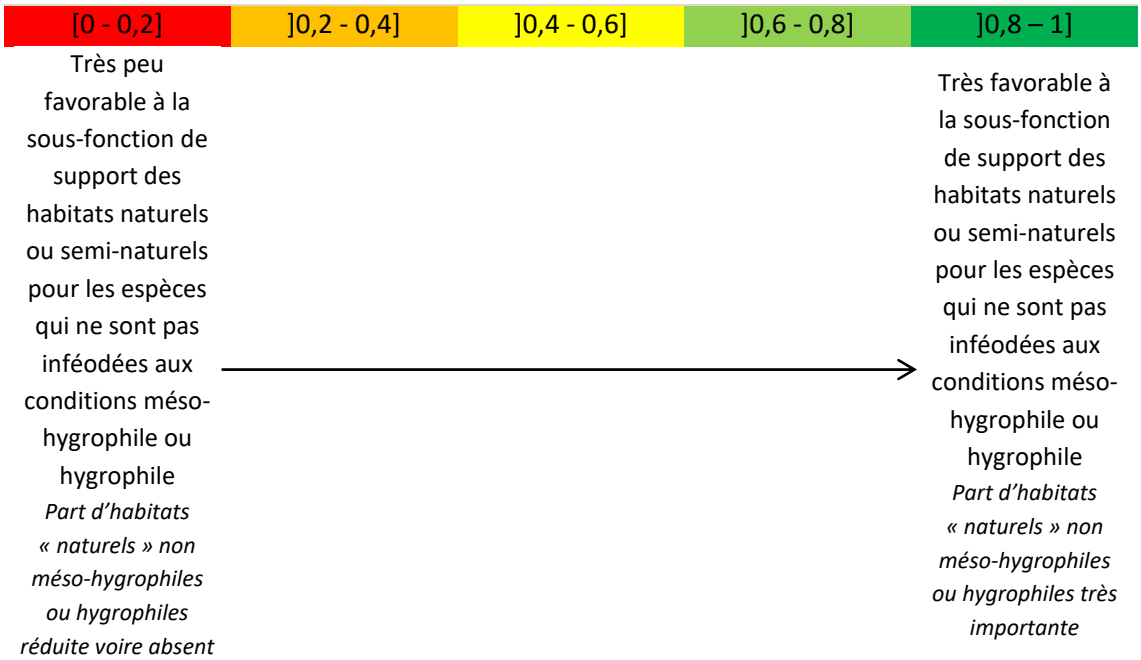
- **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés (sans communauté méso-hygrophile en sous-bois), **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus Nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont un couvert herbacé < 30 % en phase de croissance végétative et un couvert arbustif < 30 %.
- **H5.4** Substrats organiques secs avec peu ou pas de végétation ;
- **H5.5** Zones incendiées avec peu ou pas de végétation ;
- **H5.6** Zones piétinées ;
- **I1.1** Monocultures intensives ;
- **I1.2** Cultures mixtes des jardins maraichers et horticulture ;
- **I1.4** Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières ;
- **I1.5** Friches, jachères ou terres arables récemment abandonnées ;
- **I2.1** Grands jardins ornementaux ;
- **I2.2** Petits jardins ornementaux et domestiques ;
- **I2.3** Zones de jardins abandonnées récemment.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'importance des habitats naturels ou semi-naturels qui ne sont ni méso-hygrophiles ni hygrophiles dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site avec des habitats naturels ni méso-hygrophiles ni hygrophiles croît ; ce qui est en général favorable à la sous-fonction de support des habitats pour les espèces inféodées à ces habitats.
Étant donné le niveau de précision modéré attendu dans la méthode concernant la description des habitats, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur (par ex. niveau 4 ou 5 d'EUNIS).
Cet indicateur doit impérativement être interprété avec l'indicateur « habitats hygrophiles » en parallèle.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :





Encadré 52 : « Habitats halophiles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 considérés comme halophiles dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique estuarien, côtier, de panne dunaire ou péri-lagunaire, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Habitats halophiles.**

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique estuarien, côtier, de panne dunaire ou péri-lagunaire, *ALORS*

$$\textbf{Habitats halophiles} = \frac{S_{Catégorie\ 1}}{S_{site}}$$

Où
$S_{Catégorie\ 1}$; la superficie totale (en ha) de tous les habitats EUNIS niveau 3 considérés comme halophiles qui sont listés dans la catégorie 1 du tableau ci-après.
S_{site} ; la superficie du site en ha.

Tableau 15 : Catégorie d'habitats selon leur caractère halophile.

Description	Habitats EUNIS niveau 3 correspondant
Catégorie 1	
Habitats halophiles	Les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les unités EUNIS niveau 2 : A1, A2, D6, E6. Les habitats EUNIS niveau 3 : F6.8.
Catégorie 2	
Autres habitats	Tous les habitats non mentionnés ci-avant.

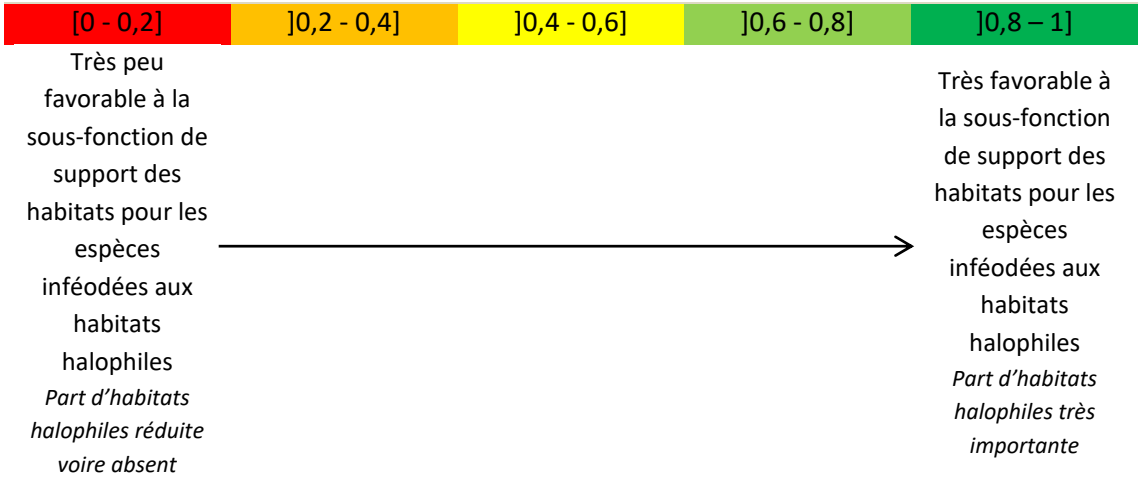
Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'importance de l'emprise des habitats halophiles dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site avec des habitats halophiles croît ; ce qui est en général favorable à la sous-fonction de support des habitats pour les espèces les plus inféodées aux zones humides salées ou saumâtres.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. Une description plus fine des habitats jusqu'au niveau EUNIS niveau 4 voire au-delà permettrait une description plus fine du caractère halophile d'un habitat. Cet indicateur ne permet pas de distinguer des habitats méso-halophiles de ceux plus nettement halophiles. Étant donné le niveau de description des habitats dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur. De plus, comme

l'indicateur est calculé uniquement sur les zones humides du littoral marin, il ne soulignera pas de gain ou perte éventuels en dehors du littoral marin ; toutefois ces zones humides sont rares en dehors du littoral marin ; et lorsqu'elles sont présentes (par ex. **D6.1** Marais salés continentaux), leur caractère patrimonial est si fort, qu'une vigilance sera émise par ailleurs sur leur intérêt patrimonial.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



Encadré 53 : « Habitats non halophiles »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 considérés comme halophiles dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

SI le site n'est pas dans un système hydrogéomorphologique estuarien, côtier, de panne dunaire ou péri-lagunaire, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Habitats non halophiles.**

SI le site est dans un système hydrogéomorphologique estuarien, côtier, de panne dunaire ou péri-lagunaire, *ALORS*

$$\textbf{Habitats non halophiles} = \frac{S_{Catégorie\ 2} - S_{Catégorie\ artificielle}}{S_{site}}$$

Où

$S_{Catégorie\ 2}$; la superficie totale (en ha) de tous les habitats EUNIS niveau 3 qui ne sont pas considérés comme halophiles et qui sont listés dans la catégorie 2 du tableau ci-après.

Tableau 16 : Catégorie d'habitats selon leur caractère halophile.

Description	Habitats EUNIS niveau 3 correspondant
Catégorie 1	
Habitats halophiles	Les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les unités EUNIS niveau 2 : A1, A2, D6, E6. Les habitats EUNIS niveau 3 : F6.8.
Catégorie 2	
Autres habitats	Tous les habitats non mentionnés ci-avant.

$S_{Catégorie\ artificielle}$: la superficie totale (en ha) des habitats EUNIS niveau 3 considérés le plus souvent avec sans un caractère entièrement anthropisé ; et qui sont listés dans la catégorie « entièrement anthropisés » du tableau ci-après.

Tableau 17 : Catégorie d'habitats entièrement anthropisés.

Tous les habitats EUNIS niveau 3 inclus dans les niveaux EUNIS niveau 1 :

- **J** Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels.

Tous les habitats EUNIS niveau 3 suivants :

- **C3.3** Formations riveraines à grandes Cannes ;
- **E1.6** Pelouses à annuelles subnitrophiles ;
- **E1.B** Pelouses des sols métallifères ;
- **E1.C** Habitats méditerranéens secs à végétation herbacée non-vernale inappétente ;
- **E1.E** Pelouses xériques piétinées à espèces annuelles ;
- **E2.6** Prairies améliorées, réensemencées et fortement fertilisées, y compris les terrains de sport et les pelouses ornementales ;
- **E2.8** Pelouses mésophiles piétinées à espèces annuelles ;
- **E4.5** Prairies alpines et subalpines fertilisées ;
- **E5.1** Végétations herbacées anthropiques ;
- **FA.1** haies d'espèces non indigènes ;
- **FB.1** Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, **FB.2** Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, **FB.3** Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, **FB.4** Vignobles ; s'ils ont un couvert herbacé < 30 % en phase de croissance végétative.
- **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés (sans communauté méso-hygrophile en sous-bois), **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus Nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont un couvert herbacé < 30 % en phase de croissance végétative et un couvert arbustif < 30 %.
- **H5.4** Substrats organiques secs avec peu ou pas de végétation ;
- **H5.5** Zones incendiées avec peu ou pas de végétation ;
- **H5.6** Zones piétinées ;
- **I1.1** Monocultures intensives ;
- **I1.2** Cultures mixtes des jardins maraichers et horticulture ;
- **I1.4** Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières ;
- **I1.5** Friches, jachères ou terres arables récemment abandonnées ;
- **I2.1** Grands jardins ornementaux ;
- **I2.2** Petits jardins ornementaux et domestiques ;
- **I2.3** Zones de jardins abandonnées récemment.

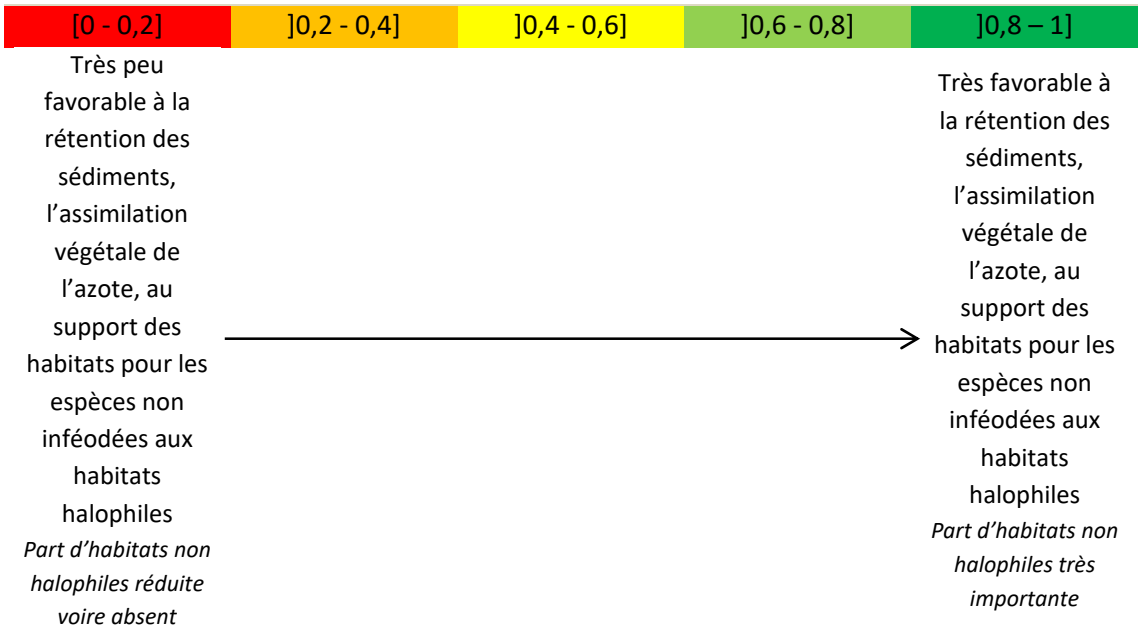
S_{site} ; la superficie du site en ha.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'importance de l'emprise des habitats non halophiles dans le site ?

Sous-fonction renseignée : rétention des sédiments, assimilation végétale de l'azote, support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part du site avec des habitats non halophiles croît ; ce qui est en général favorable aux sous-fonctions de rétention des sédiments, d'assimilation végétale de l'azote, de support des habitats pour les espèces les moins inféodées aux zones humides salées ou saumâtres.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. Une description plus fine des habitats jusqu'au niveau EUNIS niveau 4 voire au-delà permettrait une description plus fine du caractère non halophile d'un habitat. Étant donné le niveau de description des habitats dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



13. « Rareté de l'anthropisation de l'habitat »

Définition des perturbations anthropiques

Dans un écosystème, une perturbation peut être qualifiée comme la perte soudaine et discrète de biomasse, de structure (composition physique d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème) ou de fonctions (processus qui interviennent dans le fonctionnement d'un écosystème) d'après Walker (2011). De nombreux processus comme l'hétérogénéité spatio-temporelle dépendent de l'intensité d'une perturbation et du régime des perturbations (régime des perturbations) (Walker 1999 dans Walker 2011). Les perturbations anthropiques résultent directement ou indirectement de l'activité anthropique (Walker 2011). Par exemple, dans les zones humides, elles peuvent résulter de pratiques telles que la mise en culture, le piétinement, les apports de pesticides et de fertilisants, le pâturage, la taille, l'exploitation forestière, le relargage de métaux lourds, l'introduction d'espèces allochtones (par ex. semis, plantations).

Quelques propriétés des perturbations associées aux activités anthropiques

Dans sa synthèse, Walker (2011) affirme qu'il est possible d'étudier les perturbations en analysant leurs causes, leurs caractéristiques et leurs conséquences. Il est essentiel de comprendre les conséquences des perturbations car elles sont omniprésentes et déterminent les tendances observées sur les écosystèmes et les processus (Pickett et White 1985 dans Walker 2011). Si les perturbations accroissent souvent l'hétérogénéité spatiale sur de très larges échelles, en raison de leurs effets inégaux dans l'espace, elles peuvent parfois réduire l'hétérogénéité biotique à une échelle plus fine. La plupart des processus écologiques sont également affectés par les perturbations, y compris le cycle biologique des espèces, la dynamique temporelle des successions et le cycle des éléments nutritifs (Walker 2011). **La discussion réalisée porte uniquement sur les conséquences des perturbations anthropiques sur les pertes de structures et de fonctions associées (causées directement ou indirectement par l'activité humaine) ; et l'appauvrissement biotique qui peut en résulter.**

Pour une même pratique, l'intensité des perturbations peut varier d'une perturbation dont les effets sont relativement limités (par ex. culture extensive, pâturage extensif, exploitation forestière extensive) comparé à des effets beaucoup plus importants (par ex. culture intensive, surpâturage, exploitation forestière intensive). À noter qu'on parle souvent d'hémérobie (inverse de la naturalité) pour apprécier la somme des effets des perturbations sur les communautés. L'hémérobie peut d'ailleurs être évaluée en déterminant la composition des espèces dans un habitat (voir Battisti et Fanelli 2016). Il existe d'ailleurs des classifications permettant de distinguer les communautés végétales selon leur degré d'hémérobie (par ex. Catteau et Duhamel 2010, 2014).

La très forte homogénéisation d'une strate végétale par des perturbations anthropiques a en général pour conséquence un appauvrissement biotique souvent défavorable à l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones. Il s'agit d'évaluer l'homogénéisation des habitats par les activités anthropiques grâce à un paramètre qui repose essentiellement sur les habitats EUNIS niveau 3 et le type de communauté végétale dans les habitats du site en distinguant :

(1) les habitats où les communautés végétales sont complètement ou quasiment complètement détruites par des perturbations anthropiques extrêmement intenses ;

(2) les habitats où les communautés végétales sont très simplifiées par des perturbations anthropiques. Une seule strate végétale est présente avec un couvert significatif, elle est souvent monospécifique ou quasiment monospécifique (du fait des perturbations anthropiques), composée le plus souvent d'espèces introduites allochtones (semées ou plantées). Les autres strates sont absentes ou très réduites (très réduites : couvert $<$ 30 % ; valeur attribuée en s'inspirant du critère de Davies *et al.* (2004) pour distinguer les habitats EUNIS niveau 1 avec un couvert clairsemé).

(3) les autres habitats.

Plus les habitats fortement affectés par des perturbations anthropiques occupent une faible part du site, plus l'appauvrissement biotique est réduit et plus les conditions sont en général favorables à la réalisation de la sous-fonction de support des habitats pour les espèces autochtones (Encadré ci-après).

Encadré 54 : « Rareté de l'anthropisation de l'habitat »

Paramètre à la base de l'indicateur : les habitats EUNIS niveau 3 et le type de communauté végétale dans ces habitats.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Il repère d'abord les habitats EUNIS niveau 1 à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible. Lorsque des dossiers police de l'eau avec identification des habitats existent (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette information en exploitant la correspondance réciproque avec EUNIS (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b). L'observateur identifie ensuite les habitats EUNIS au niveau 3 lors de la phase de terrain. D'éventuelles corrections peuvent alors être faites. Finalement, il fait une estimation en pourcentage du recouvrement de chaque habitat dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative des habitats EUNIS niveau 3 dans le site et types de communauté végétale dans ces habitats.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3.

$$\textbf{Rareté de l'anthropisation de l'habitat} = \frac{S_{Catégorie\ 1} \times 0 + S_{Catégorie\ 2} \times 0{,}225 + S_{Catégorie\ 3} \times 0{,}45 + S_{Catégorie\ 4} \times 0{,}675 + S_{Catégorie\ 5} \times 0{,}9}{S_{site}}$$

Où

$S_{Catégorie\ 1}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 1 du tableau ci-après.

$S_{Catégorie\ 2}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 2 du tableau ci-après.

$S_{Catégorie\ 3}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 3 du tableau ci-après.

$S_{Catégorie\ 4}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 4 du tableau ci-après.

$S_{Catégorie\ 5}$; la superficie totale (en ha) de tous habitats EUNIS niveau 3 et des types de communautés végétales associées qui sont listés dans la catégorie 5 du tableau ci-après.

S_{site} ; la superficie du site en ha.

Les valeurs de 0, 0,225, 0,45, 0,675 et 0,9 sont attribuées à chaque type d'habitats EUNIS niveau 3 pour indiquer un niveau décroissant de perturbations anthropiques et éventuellement du type de communautés végétales associées à ces habitats (Tableau ci-après). Notez que la valeur de 1 n'est pas attribuée car il est peu probable qu'un habitat ne soit pas du tout soumis à des pressions anthropiques en France métropolitaine (c'est-à-dire aucune anthropisation actuelle ou passée).

Tableau 18 : Catégorie d'habitats et communautés végétales associées selon leur anthropisation.

Description	**Habitats EUNIS niveau 3 correspondant et complément d'information à éventuellement relever sur les types de communautés végétales**
Catégorie 1 :	
Habitats pour lesquels il n'y a pas ou quasiment pas de communauté végétale du fait d'une activité anthropique extrêmement intense.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **J1.6** Sites de construction et de démolition en zones urbaines et suburbaines, **J2.7** Sites ruraux de construction et de démolition, **J3.1** Mines souterraines en activité, **J3.2** Sites d'extraction minière à ciel ouvert en

	activité, y compris les carrières, **J3.3** Zones de surface récemment abandonnées de sites industriels d'extraction, **J6.1** Déchets provenant de la construction et de la démolition de bâtiments, **J6.2** Déchets ménagers et sites d'enfouissement, **J6.3** Déchets organiques non agricoles, **J6.4** Déchets agricoles et horticoles, **J6.5** Déchets industriels. Également l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques.
Catégorie 2 :	
Habitats sans strate arbustive ou arborescente et avec une très forte artificialisation de la strate herbacée : communauté monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces plantées le plus souvent (semées) ; communauté composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **C3.3** Formations riveraines à grandes Cannes, **E1.6** Pelouses à annuelles subnitrophiles, **E1.B** Pelouses des sols métallifères, **E1.C** Habitats méditerranéens secs à végétation herbacée non-vernale inappétente, **E1.E** Pelouses xériques piétinées à espèces annuelles, **E2.6** Prairies améliorées, réensemencées et fortement fertilisées, y compris les terrains de sport et les pelouses ornementales, **E2.8** Pelouses mésophiles piétinées à espèces annuelles, **E4.5** Prairies alpines et subalpines fertilisées, **E5.1** Végétations herbacées anthropiques, **FA.1** haies d'espèces non indigènes, **H5.4** Substrats organiques secs avec peu ou pas de végétation, **H5.5** Zones incendiées avec peu ou pas de végétation, **H5.6** Zones piétinées, **I1.1** Monocultures intensives, **I1.2** Cultures mixtes des jardins maraichers et horticulture, **I1.4** Cultures inondées ou inondables, y compris les rizières, **I1.5** Friches, jachères ou terres arables récemment abandonnées, **I2.1** Grands jardins ornementaux, **I2.2** Petits jardins ornementaux et domestiques, **I2.3** Zones de jardins abandonnées récemment.
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé $<$ 30 % en phase de croissance végétative et une très forte anthropisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées), communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **FB.1** Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, **FB.2** Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, **FB.3** Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, **FB.4** Vignobles ; s'ils ont un couvert herbacé $<$ 30 % en phase de croissance végétative.
Habitats avec un couvert herbacé $<$ 30 % en phase de croissance végétative, un couvert arbustif $<$ 30 % et une très forte anthropisation de la strate arborée : communauté de la strate arborée souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées), communauté de la strate arborée composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus Nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont un couvert herbacé $<$ 30 % en phase de croissance végétative et un couvert arbustif $<$ 30 %.
Catégorie 3 :	
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé $\geq$ 30 % monospécifique ou quasi-	Les habitats EUNIS niveau 3 : **FA.1** haies d'espèces non indigènes, **FB.1** Plantations d'arbustes pour la

monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces introduites le plus souvent (plantées) ; communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	récolte de la plante entière, **FB.2** Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, **FB.3** Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, **FB.4** Vignobles ; s'ils ont un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative.
Habitats constitués d'une strate arborée fortement artificialisée (communauté monospécifique ou quasiment monospécifique, composées d'espèces introduites le plus souvent plantées) à laquelle s'ajoute soit (1) un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative, le couvert arbustif est alors < 30 %, soit (2) un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique, le couvert herbacé est alors < 30 % en phase de croissance végétative.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus Nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont : ○ un couvert herbacé ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et un couvert arbustif < 30 % ; ○ un couvert herbacé < 30 % en phase de croissance végétative et un couvert arbustif ≥ 30 % monospécifique ou quasi-monospécifique ; ○ un couvert herbacé et arbustif tous deux ≥ 30 % et tous deux monospécifiques ou quasi-monospécifiques en phase de croissance végétative.
Catégorie 4 :	
Habitats sans strate arborescente, avec un couvert herbacé ≥ 30 % ni monospécifique ni quasi-monospécifique et une très forte anthropisation de la strate arbustive : communauté de la strate arbustive souvent monospécifique ou quasiment monospécifique composées d'espèces plantées le plus souvent ; communauté de la strate arbustive composée principalement d'espèces allochtones.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **FA.1** haies d'espèces non indigènes, **FB.1** Plantations d'arbustes pour la récolte de la plante entière, **FB.2** Plantations d'arbustes pour la récolte de feuilles et de branches, **FB.3** Plantations d'arbustes à des fins ornementales ou pour les fruits, autres que les vignobles, **FB.4** Vignobles ; s'ils ont un couvert herbacé ≥ 30 % ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative.
Habitats constitués d'une strate arborée fortement artificialisée (communauté monospécifique ou quasiment monospécifique, composées d'espèces introduites le plus souvent plantées) à laquelle s'ajoute (1) un couvert herbacé ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif ≥ 30 % qui n'est ni monospécifique ni quasi-monospécifique.	Les habitats EUNIS niveau 3 : **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix, **G2.8** Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.7** Pinèdes méditerranéennes planitiaires à montagnardes (hors *Pinus Nigra*), **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont (1) un couvert herbacé ≥ 30 % qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique en phase de croissance végétative et/ou (2) un couvert arbustif ≥ 30 % qui est ni monospécifique ni quasi-monospécifique. Les habitats EUNIS niveau 3 : **G1.C** Plantations forestières très artificielles de feuillus caducifoliés, **G1.D** Vergers d'arbres fruitiers et d'arbres à noix,

	G2.8 Plantations forestières très artificielles de feuillus sempervirents, **G2.9** Vergers et bosquets sempervirents, **G3.F** Plantations très artificielles de conifères, **G5.2** Petits bois anthropiques de feuillus caducifoliés, **G5.3** Petits bois anthropiques de feuillus sempervirents, **G5.4** Petits bois anthropiques de conifères, **G5.5** Petits bois anthropiques mixtes de feuillus et conifères ; s'ils ont un couvert herbacé ou arbustif hygrophile.
Catégorie 5 :	
Autres habitats.	Tous les habitats qui ne correspondent pas aux descriptions mentionnées ci-avant.

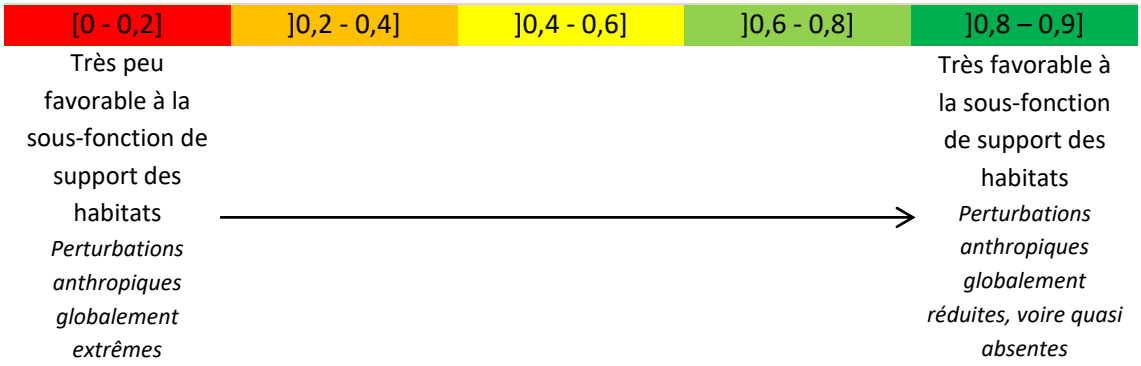
Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : quelques ajustements ont été réalisés sur les habitats identifiés par classe d'anthropisation dans le tableau ci-avant, pour tenir compte de particularités écologiques de certains habitats.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est l'ampleur de l'anthropisation des habitats dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, l'anthropisation des habitats dans le site est moins forte ; ce qui est en général favorable à la sous-fonction de support des habitats pour les espèces autochtones du site.
Comme limite à cet indicateur, on peut mentionner le fait qu'il est assez peu précis. L'anthropisation des habitats n'est prise en compte qu'au sens de l'homogénéisation quasiment complète de strates de végétation dans les habitats, principalement du fait de l'activité anthropique (au moins une strate est artificielle). Cet indicateur ne permet pas de distinguer des habitats soumis à des pressions anthropiques variables modérées à nulles (par ex. pressions de pâturage variables) qui peuvent aussi affecter les fonctions dans le site. Une description plus détaillée des habitats (EUNIS niveau 4 ou 5) aurait permis de faire cette distinction. Mais étant donné le niveau de description des habitats dans la méthode et les impératifs pour la concevoir, il n'a pas été possible d'aller plus dans le détail pour cet indicateur. Il permet surtout de distinguer des habitats extrêmement artificiels, très artificiels de ceux avec une anthropisation modérée à quasi absente.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



14. « Rareté des invasions biologiques végétales »

Quelques éléments de définition d'une invasion biologique

Une espèce est en général qualifiée d'invasive, quand elle est allochtone, introduite dans un habitat et qu'elle impacte négativement le fonctionnement d'un écosystème (Colautti et MacIsaa 2004). D'autres définitions existent, par exemple selon Valéry *et al.* (2008), une invasion biologique survient dans les écosystèmes quand une barrière géographique ou un facteur biotique limitant l'extension de l'aire de répartition d'une espèce disparaît, permettant la colonisation de nouveaux espaces et à un stade ultime de cette colonisation la dominance de l'espèce dans l'écosystème récepteur. Même si le phénomène d'invasion est souvent associé à la dispersion des espèces allochtones, il est à noter que certains auteurs considèrent que le processus associé à des invasions biologiques peut également concerner des espèces autochtones (voir Valéry *et al.* 2008, 2009). Les définitions sur les invasions biologiques sont encore sujettes à débat dans la communauté scientifique. **De nombreuses définitions (non passées en revue ici) existent et des synthèses telle que celle de Thévenot (2013) en donnent un aperçu. De nombreuses listes qui ne sont pas citées ici de manière exhaustive ont été produites de l'échelle mondiale (IUCN 2015) à l'échelle locale (par ex. Thevenot 2014, European Commission 2015, Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques 2015) pour recenser les espèces dont la présence est considérée comme une invasion biologique.** Aucune liste nationale ne fait autorité en la matière aujourd'hui ; mais un projet mené conjointement par le MNHN et la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux vise à établir une telle liste prochainement. Par ailleurs, la réglementation européenne évolue à ce sujet et une liste des espèces qui sont associées à des invasions biologiques est parue récemment.

Propriétés associées aux invasions biologiques

L'invasion biologique est un cas particulier de colonisation. Pour prendre la pleine mesure de ses effets sur les communautés autochtones, il convient d'être vigilant avant d'interpréter ses conséquences, notamment en veillant à identifier les covariables qui peuvent être associées à ses effets (Didham *et al.* 2005). Par des effets de compétition, de parasitisme, de modification de la structure des habitats, ou de pollution génétique, le processus d'invasion conduit souvent à une chute de la biodiversité et une altération des fonctions des zones humides (Zedler 2004). **Les effets sur les communautés autochtones suite à une invasion biologique sont donc variés : introgression (par ex. Munoz-Fuentes *et al.* 2006, Plénet 2006), exclusion des espèces autochtones (par ex. Dandelot *et al.* 2005)… allant jusqu'à leur extinction (Mooney et Cleland 2001).**

Les espèces associées à des invasions biologiques ont une influence majeure sur la fonction de support des habitats et l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones dans le site. Vu la diversité des définitions sur les invasions biologiques et le grand nombre de listes au sujet des espèces dont la présence est considérée comme une invasion biologique ; les observateurs qui appliqueront la méthode utiliseront la liste qui leur paraît la plus pertinente pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques dans le site. L'indicateur associé aux invasions biologiques portera sur l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative. En effet, vu les impératifs pour concevoir la méthode, il paraît possible d'évaluer cette emprise. Cependant, il ne paraît pas possible de proposer un indicateur pour les espèces animales. Il est considéré que plus la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative est importante, plus les

habitats sont homogénéisés et moins les conditions sont favorables à la fonction de support des habitats dans le site (Encadré ci-après).

Encadré 55 : « Rareté des invasions biologiques végétales »

Paramètre à la base de l'indicateur : les espèces végétales associées à des invasions biologiques d'après la référence choisie par l'observateur.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : informations à relever sur le terrain lorsque l'observateur s'estime capable de reconnaître les espèces et que la prospection est réalisée durant la période de croissance végétative. Les informations présentes dans les dossiers « police de l'eau » peuvent aussi être mobilisées.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : part relative du site sans espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative.

Étalonnage de l'indicateur : autres cas.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, la part relative des sites occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques a été déterminée sur 88 sites parmi les 163 sites tests. Sur les 75 sites restants, aucune information ne permettait de renseigner cette information. Le tableau ci-dessous présente les valeurs de la part relative du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques (c'est-à-dire la superficie du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en ha / superficie du site en ha). Des espèces végétales associées à des invasions biologiques végétales sont présentes dans 10 sites sur les 88 sites tests de 2015, avec une part relative maximale de 0,07.

Tableau 19 : Part relative des sites occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative sur 88 sites tests de 2015 où l'information était renseignée.

	Part relative du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques
Minimum	0
Maximum	0,07
Moyenne	0,002
Erreur standard	0,001

Les tests de 2015 ont donc permis de relever que la part maximale du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative était de 7 %. Cependant, cela semble être extrêmement faible étant donné les observations réalisées par ex. sur le littoral marin, avec de vastes étendues de zones humides monospécifiques ou quasiment monospécifiques, occupées par ex. par la paspale à deux épis (*Paspalum distichum* L. 1759) ou l'amorpha (*Amorpha fruticosa* L. 1753). Une valeur seuil de 100 % est fixée pour étalonner l'indicateur. Ainsi, la valeur de l'indicateur sera donc de 0 quand la part relative du site occupée par espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative sera égale à 100 %. La valeur de l'indicateur sera de 1 lorsqu'il n'y aura pas d'espèce végétale associée à des invasions biologiques en période de croissance végétative dans le site. La valeur de l'indicateur diminuera donc quand l'emprise des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative augmentera dans le site.

Valeur octroyée à l'indicateur :
SI l'observateur n'a pas d'information sur la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période croissance végétative *OU* il n'est pas capable de reconnaître ces espèces durant une prospection de terrain réalisée durant la période de croissance végétative *OU* les prospections de terrain ne sont pas réalisées durant la période de croissance végétative, *ALORS* aucune valeur n'est octroyée à l'indicateur **Rareté des invasions biologiques végétales**.

SI l'observateur a une information sur la part du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques en période croissance végétative *OU* s'il peut reconnaître ces espèces et estimer leur emprise sur le site durant une prospection de terrain réalisée durant la période de croissance végétative, *ALORS*

$$\textbf{Rareté des invasions biologiques végétales} = 1 - \left(\frac{\text{superficie du site occupée par des espèces végétales associées à des invasions biologiques durant la période de croissance végétative en ha}}{\text{superficie du site en ha}}\right)$$

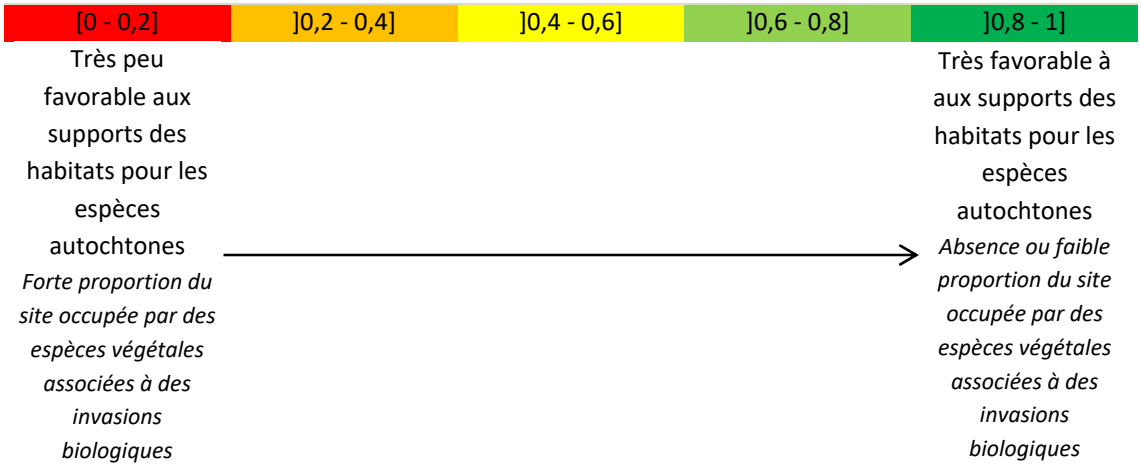
Motifs justifiant un réétalonnage de l'indicateur par rapport à celui de la version 1 de la méthode : l'indicateur de la version 1 était étalonné en tenant notamment compte des emprises des espèces végétales associées à des invasions biologiques observées dans les sites tests de 2015 (dans la version 1 - valeur de l'indicateur = 0 si l'emprise ≥ 30 % - l'indicateur avait donc été seuillé au-delà des observations de terrain avec les emprises maximales d'espèces associées à des invasions biologiques, soit 7 %). Il apparaissait nécessaire de réétalonner cet indicateur pour tenir compte notamment des particularités écologiques des zones humides littorales où les emprises de ces espèces peuvent couramment être largement supérieures à 30 % voire occuper 100 % d'un site.

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la part relative du site sans espèces végétales associées à des invasions biologiques en période de croissance végétative ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la part relative du site sans des espèces végétales associées à des invasions biologiques croît, l'homogénéisation des habitats par ces espèces est moins importante et les conditions dans le site sont plus favorables à l'accomplissement du cycle biologique des espèces autochtones.
Comme limite, on peut mentionner le fait que l'indicateur n'est pas modulé selon l'impact potentiel des espèces associées à des invasions biologiques recensées.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



15. « Rareté de la fragmentation »

Définition de la lisière

La lisière d'une unité d'habitat est constituée par sa bande extérieure qui est au contact d'un environnement différent de celui de l'unité d'habitat en question (Forman et Godron 1981). L'effet de la lisière a pour conséquence une composition et une abondance en espèces dans la bande extérieure de l'unité d'habitat qui diffèrent de celles observées à l'intérieur de l'unité d'habitat.

Propriétés des lisières

Les lisières sont des aires avec des gradients écologiques abruptes, qui modifient, ralentissent, restreignent voire stoppent les flux écologiques et redirigent les flux d'organismes, de matières ou d'énergie entre les unités d'habitat (Puth et Wilson 2001). **Comme les lisières sont des interfaces entre les unités d'habitat dans le paysage et le lieu d'interactions biotiques et abiotiques importantes, elles ont une influence disproportionnée sur les fonctions dans le paysage (par ex. population, communauté, processus dans les écosystèmes) comparé à la superficie qu'elles occupent.** La zone composée des bandes extérieures de deux unités d'habitat adjacentes autour de la lisière constitue l'écotone, qui peut être perçue à l'échelle de la plante, de l'unité d'habitat, du paysage jusqu'au biome (Gosz 1993). L'écotone peut être étroit et les lisières peuvent être nettes, ce qui est fréquent dans les paysages anthropisés ; ou au contraire être graduel et étendu, ce qui est plus fréquent dans les paysages peu anthropisés (Forman et Godron 1981). Ce sont aussi des habitats d'espèces spécialistes des écotones ; c'est le cas par exemple de nombreux papillons liés aux plantes-hôtes et aux lisières entre les forêts et les prairies.

Dans un paysage, les lisières et les écotones associés croissent avec la fragmentation des habitats. La probabilité que les individus quittent l'habitat pour pénétrer dans la matrice est alors plus forte. Il s'agit d'un deux principaux effets négatifs de la fragmentation avec le fait qu'au-delà d'un seuil, une unité d'habitat devient trop petite pour accueillir une population ou permettre à un individu d'y accomplir son cycle de biologique. Dans ce cas, les espèces qui ne sont pas capables de traverser le « non-habitat » du paysage (matrice) peuvent être particulièrement affectées (risque de réduction de la population et de la probabilité de persistance) (Fahrig 2003). **Les groupes d'organismes répondent différemment à l'effet de la lisière selon leurs propres exigences écologiques et les propriétés de l'écotone (par ex. Pasitschniak-Arts *et al.* 1998, Reino *et al.* 2009, Youngquist et Boone 2014).** Ainsi Noss (1987) évoque que la combinaison fonctionnelle d'habitats dans une mosaïque paysagère est indispensable pour les espèces animales qui utilisent des habitats multiples, incluant des écotones et pour les communautés animales qui évoluent le long de gradients environnementaux. Cependant, pour d'autres espèces l'effet peut être dommageable (par ex. Tabarelli *et al.* 1999, Lienert et Fischer 2003). Par exemple, l'effet de la lisière peut avoir des effets positifs sur la densité des nids de certaines populations d'oiseaux bien que le succès de reproduction soit moindre sur les écotones que dans les écosystèmes attenants (notion de trappe écologique) (Flaspohler *et al.* 2001, voir Lahti 2001 pour une revue). Dans les écotones, la structure des communautés végétales (couvert de la canopée en forêt, densité d'individus, biomasse primaire), la productivité primaire, la mortalité des individus peuvent être différentes de celles dans les écosystèmes qui les bordent (Chen *et al.* 1992). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello *et al.* (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée de l'effet variable des lisières selon les espèces considérées.

Les lisières ont un effet majeur sur les flux écologiques dans le paysage. Elles sont des interfaces entre les habitats qui peuvent accueillir une richesse biologique importante influencée par les caractéristiques propres des habitats situés de part et d'autre de la lisière. Ce sont également des interfaces qui peuvent particulièrement perturber les flux écologiques et être défavorables aux espèces inféodées aux caractéristiques intrinsèques des habitats situés de part et d'autre de la lisière. Dans le cadre de la méthode, l'effet des lisières sera discuté en rapport avec ce second effet. La densité de lisière entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 sera donc évaluée à l'intérieur du site (Encadré ci-après). Plus la densité de lisière croît, plus la fragmentation des habitats est importante et plus les conditions sont en général défavorables à l'accomplissement du cycle biologique des espèces inféodées aux caractéristiques intrinsèques des habitats.

Encadré 56 : « Rareté de la fragmentation »

Paramètre à la base de l'indicateur : les limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur identifie les habitats EUNIS niveau 3. Il choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des habitats. Sur les sites avec des dossiers police de l'eau où l'identification des habitats a été réalisée (CORINE biotopes ou Prodrome des Végétations de France), il est possible d'utiliser cette identification en exploitant le tableau de correspondance[58] proposé sur le site de l'INPN (voir correspondance de Louvel *et al.* 2013b).

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site.

Indicateur : densité de limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site.

Étalonnage de l'indicateur : cas 3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation du paramètre n'est pas connue a priori et le linéaire total des limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 3 n'a pas été déterminé lors de la phase de test. Seul le linéaire de limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 2 a été déterminé. Sur environ 30 sites, quand des observateurs ont fait l'identification des habitats EUNIS niveau 2 et 3, il y a eu très rarement des subdivisions d'une unité d'habitat EUNIS niveau 2 en plusieurs unités habitat EUNIS niveau 3. Ainsi, il apparait possible de se baser sur la gamme de variation et la distribution de la densité de limites entre les habitats EUNIS niveau 2 pour étalonner l'indicateur sur la densité de limites entre les habitats EUNIS niveau 3. L'indicateur est donc étalonné en fonction des résultats obtenus durant la phase de test du prototype 2015 en considérant les mesures faites sur les limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 2, mais l'indicateur proposé reposera bien sur la mesure des limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 3.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, la densité de limites pour les habitats EUNIS niveau 2 dans le site a été déterminée sur les 163 sites tests. La figure ci-dessous représente la distribution des valeurs de la densité de limites (c'est-à-dire le linéaire total des limites entre unités d'habitat EUNIS niveau 2 en km / superficie du site en ha) dans les 163 sites tests. Le premier quartile est de 0,187 km/ha, la médiane est de 0,303 km/ha et le troisième quartile de 0,467 km/ha. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 × étendue interquartile) est de 0,882 km/ha avec 2 sites ayant une densité de limites supérieure à cette valeur.

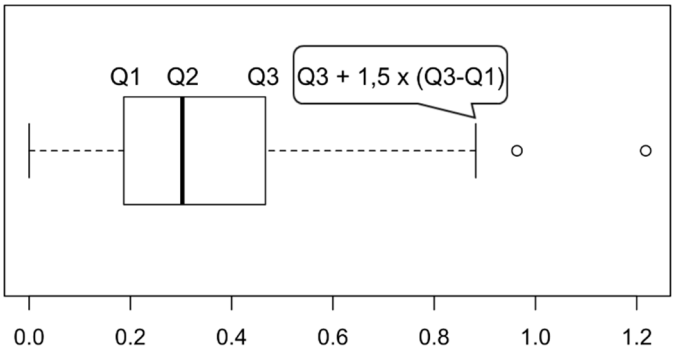


Figure 54 : Densité de limites (en km/ha) entre les habitats EUNIS niveau 2 dans les 163 sites tests de 2015.

Valeur octroyée à l'indicateur :
La valeur de l'indicateur est de 1 lorsqu'il n'y a pas de limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 présentes dans le site. La valeur de l'indicateur diminue avec l'augmentation de la densité de limites. La valeur de l'indicateur est de 0 lorsque la densité de limites atteint la valeur maximale recensée lors de la phase de test du prototype 2015 avec les unités d'habitat EUNIS niveau 2, soit la valeur de 0,882 km/ha. La densité des limites dans le site est donc multipliée par 1/0,882 = 1,1334842 et retranchée à une valeur de 1 afin que

[58] https://inpn.mnhn.fr/accueil/index

l'indicateur augmente avec la diminution de la densité de limites. Dans des cas exceptionnels où la densité de limites est ≥ 0,882 km/ha, le résultat du calcul est corrigé à une valeur de 0.

SI la densité des limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 est ≥ 0,882 km/ha*, ALORS* **Rareté de la fragmentation =** 0.

SI la densité des limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 est < 0,882 km/ha*, ALORS*

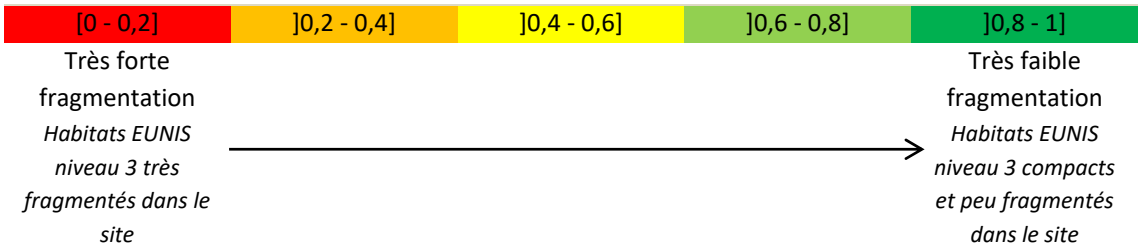
$$\textbf{Rareté de la fragmentation} = 1 - \frac{\text{linéaire totale des limites en km} \times 1{,}133}{\text{superficie du site en ha}}$$

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la densité de limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3 dans le site ?

Sous-fonction renseignée : support des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : plus la valeur de l'indicateur croît, moins la densité de limites entre les unités d'habitat EUNIS niveau 3, c'est-à-dire le niveau de fragmentation, est importante dans le site ; ce qui est favorable à l'accomplissement du cycle biologique des espèces inféodées à des habitats spécifiques(espèces spécialistes en général).

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



16. « Similarité avec le paysage »

Définition de l'isolement des habitats

L'isolement d'une unité d'habitat peut résulter de processus naturels ou non, qui fragmentent les habitats et génèrent des unités d'habitat dispersées dans le paysage (Fahrig 2003, Jaeger 2000). **L'isolement d'une unité d'habitat donnée dépend donc de la présence d'unités d'habitat similaires à celle-ci dans le paysage qui l'environne (Fahrig 2003).** Ainsi, pour un habitat donné, plus un paysage contient des unités d'habitat similaires, moins elles sont isolées et vice versa (Tischendorf et Fahrig 2000b). On admet que la connectivité d'une unité d'habitat est l'inverse de son isolement (Fischer et Lindenmayer 2007).

Une multitude d'indicateurs existent pour mesurer l'isolement d'une unité d'habitat (voir Hargis *et al.* 1998, Bender *et al.* 2003). Il existe des mesures basées sur le calcul de la distance entre les unités d'habitat combinée à la superficie des unités d'habitat dans le paysage environnant (Fahrig 2003). **La mesure la plus commune de l'isolement d'une unité d'habitat est la distance à l'unité d'habitat la plus proche.** Dans la plupart des cas, les unités d'habitat les moins isolées sont celles dont la distance avec une unité d'habitat similaire est la plus faible. **Une autre mesure courante de l'isolement est l'inverse de la part d'habitat à une distance donnée de l'unité d'habitat en question (Fahrig 2003).** Pour mesurer la fragmentation, il convient de veiller à tenir compte du fait que les limites prises en compte par l'observateur peuvent fragmenter une unité d'habitat (Moser *et al.* 2007b).

Propriétés associées à l'isolement des habitats

L'isolement varie à la fois selon la structure du paysage et la réponse des organismes à cette structure. Il est déterminé par le taux d'immigration des individus dans l'unité d'habitat. Plus le taux d'immigration est important, moins l'unité d'habitat est isolée (Tischendorf et Fahrig 2000a). **Les matrices structurellement similaires à une unité d'habitat sont en général d'une plus grande qualité pour les organismes de cette unité d'habitat puisqu'elles permettent d'assurer une certaine connectivité fonctionnelle de l'unité d'habitat avec le paysage (Prevedello et Vieira 2010).** L'isolement peut engendrer une baisse de la richesse des communautés (par ex. Lehtinen *et al.* 1999, Wettstein et Schmid 1999), une raréfaction de la présence des individus ou une réduction de la taille des populations (par ex. Lienert et Fischer 2003, Gayet *et al.* 2011), une baisse du taux de reproduction (par ex. Robinson *et al.* 1995, Smith et Hellmann 2002) ou encore des changements dans la structure des communautés (par ex. Tabarelli *et al.* 1999) y compris au niveau génétique (augmentation du taux de consanguinité, Keller et Waller 2002). Toutefois, il convient de noter que la fragmentation de l'habitat peut aussi s'accompagner d'effets positifs sur les individus et les populations de certaines espèces (voir Fahrig 2003) et que la sensibilité des espèces à la fragmentation de l'habitat dans le paysage est idiosyncrasique (par ex. Rizkalla et Swihart 2006). Des synthèses bibliographiques telle que celle de Sordello *et al.* (2013) peuvent accompagner une interprétation plus poussée sur l'effet variable de l'isolement des unités d'habitat selon les espèces considérées.

La distance des unités d'habitat dans le site avec des unités d'habitat similaires dans le paysage a une influence vraisemblablement importante sur les communautés présentes dans le site et la connectivité (inverse de l'isolement). Dans le cadre de la méthode, cette connectivité est mesurée en évaluant la similarité entre la composition des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et la

composition des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage (Encadré ci-après). Le niveau de description EUNIS niveau 1 est préféré dans cette méthode pour faire cette évaluation. Ce niveau de description reste assez peu précis, puisque des milieux très variables (par ex. milieux humides et milieux non humides) peuvent être à l'intérieur d'un même type de milieu EUNIS niveau 1. Cependant, vu les impératifs pour concevoir la méthode il paraît irréaliste de demander une description plus détaillée des milieux dans le paysage. Quand la ressemblance entre la composition des milieux dans le site et dans le paysage augmente, les conditions sont plus favorables à la connectivité des milieux du site en général.

Encadré 57 : « Similarité avec le paysage »

Paramètre à la base de l'indicateur : les unités de milieux EUNIS niveau 1 dans le site et dans son paysage.

Sources d'informations pour mesurer le paramètre : l'observateur estime la part des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage à partir de la BD ORTHO® la plus récente disponible et des SCAN 25®. À partir de ces supports, les tests réalisés sur le terrain ont révélé ponctuellement des problèmes pour faire la distinction entre les milieux « **D** Tourbières hautes et bas-marais », « **E** Prairies et terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens » et parfois les milieux « **F** Landes, fourrés et toundras ». Les tests réalisés sur le terrain ont aussi révélé des problèmes pour distinguer les milieux « **A** Habitats marins », « **B** Habitats côtiers » avec les autres milieux naturels ou semi-naturels sur le rivage marin. Il est donc préconisé lorsque des doutes existent de se tourner vers d'éventuelles informations à l'échelle locale (par ex. inventaires des tourbières, informations dans les zones naturelles d'intérêt écologiques faunistique et floristique, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les sites du réseau Natura 2000) ou encore d'aller faire des vérifications rapides sur le terrain. Les informations dans les dossiers de police de l'eau sont également des sources d'informations potentielles. L'observateur choisit une surface minimale cartographiable pour détecter la présence des milieux dans le site.

Où est mesuré le paramètre ? Dans le site et dans le paysage, mais la mesure se rapporte aux unités d'habitat dans le site.

Indicateur : similarité entre la part relative des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et la part relative des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage.

Étalonnage de l'indicateur : cas 2.3 de la section VI.1.3.3. La gamme de variation et la distribution des mesures sur le paramètre sont connues a priori et continue.

Examen de la gamme de variation et de la distribution des mesures sur le paramètre :
Lors de la phase de test du prototype 2015, les proportions des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage ont été déterminées sur les 163 sites tests. La figure ci-après représente la distribution du coefficient de Steinhaus (c'est-à-dire 2 × somme des minimums de part relative de chaque milieu EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage / (part relative de tous les milieux dans le site + part relative de tous les milieux dans le paysage). Notez que dans ce calcul la part des milieux dans le paysage et estimée sans prendre en compte les milieux dans le site. Le premier quartile est de 0,08, la médiane est de 0,25, le troisième quartile est de 0,44. La valeur extrême supérieure (Q3 + 1,5 étendue interquartile) est de 0,87.

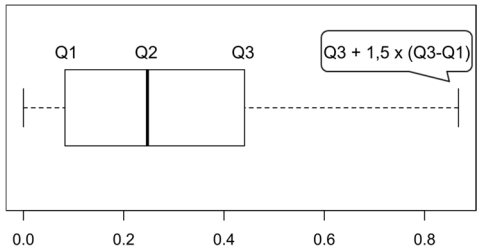


Figure 55 : Coefficient de Steinhaus - Similarité entre la part des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et dans son paysage sur les 163 sites tests de 2015.

Notez que dans ce calcul la part des milieux dans le paysage et estimée sans en prendre en compte les milieux dans le site.

Valeur octroyée à l'indicateur :

$$\textbf{Similarité avec le paysage} = \frac{2W}{(A+B)}$$

W est la somme estimée par l'observateur des minimums de proportion de chaque milieu EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage qui ne sont pas entièrement anthropisés ; donc sans considérer :

> les habitats des catégories 1 et 2 mentionnés dans l'Encadré descriptif de l'indicateur « rareté de l'anthropisation de l'habitat » ;

> les « massifs » d'espèces végétales associées à des invasions biologiques ;

> les habitats appartenant aux milieux **I** Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés, **J** Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels.

A est la somme de la proportion de tous les milieux qui ne sont pas entièrement anthropisés dans le site.

B est la somme de la proportion de tous les milieux qui ne sont pas entièrement anthropisés dans le paysage.

La somme de A et B est donc égale à 200.

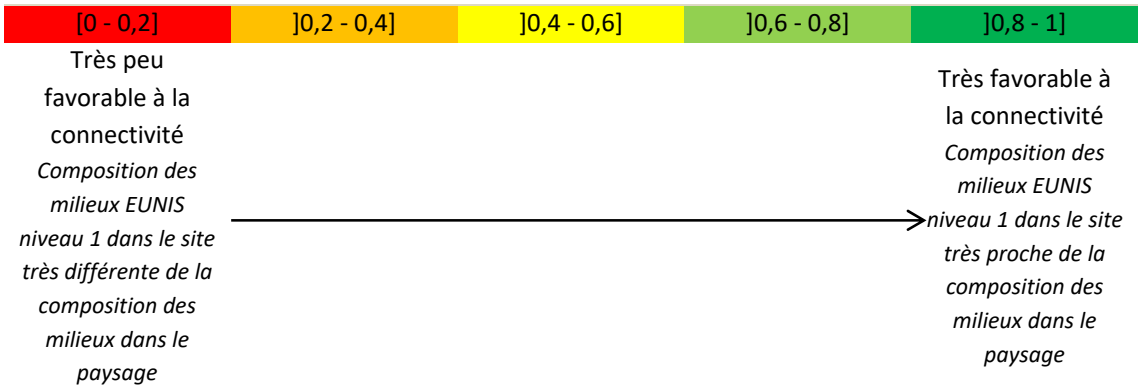
Il s'agit d'utiliser le coefficient de Steinhaus S_{17} (attribué par Motyka *et al.* 1950). De par son mode de calcul l'indicateur est déjà étalonné entre 0 (aucune similarité) et 1 (similarité parfaite entre milieux naturels ou semi-naturels). Le coefficient est calculé à partir de la proportion des milieux EUNIS niveau 1 dans le site ou dans le paysage (en %). La proportion des milieux du site est retranchée de celle du paysage (pour déterminer la composition du paysage sans les milieux présents dans le site).

Question à laquelle répond l'indicateur : quelle est la ressemblance entre la composition des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et dans le paysage ?

Sous-fonction renseignée : connexion des habitats.

Interprétation de l'indicateur et principales limites : quand la valeur de l'indicateur croît, la ressemblance entre la composition des milieux EUNIS niveau 1 dans le site et la composition des milieux EUNIS niveau 1 dans le paysage croît et la connectivité est de plus en plus importante.
On peut mentionner comme limite que cet indicateur ne pondère pas la proximité entre les unités milieux similaires selon le type de milieux qui s'intercalent entre. Or cela peut aussi affecter la connectivité.

Représentation simplifiée de l'indicateur et influence sur la sous-fonction :



VI.1.5. Interprétation des indicateurs et précautions élémentaires

Sur un site, la fluctuation de la valeur d'un indicateur au cours du temps indique l'évolution du paramètre associé et donc vraisemblablement de la sous-fonction associée. Lorsque la valeur de l'indicateur augmente, la sous-fonction associée est vraisemblablement plus importante et inversement lorsque la valeur de l'indicateur diminue. **Une précaution majeure à prendre est de toujours interpréter la réalisation d'une sous-fonction au regard de l'ensemble des indicateurs la renseignant et non pas au regard d'un seul indicateur. Il convient dans ce cas de veiller à ne pas considérer les indicateurs associés à une sous-fonction comme ayant une influence égale.** À titre d'exemple, pour une sous-fonction donnée, ce n'est pas parce qu'un indicateur a une valeur deux fois plus importante qu'un autre indicateur, qu'il a une influence deux fois plus importante sur cette même sous-fonction.

Par ailleurs, il convient de souligner que l'intensité d'une sous-fonction est corrélée à la valeur d'un indicateur associé, mais que son intensité n'est pas proportionnelle à la valeur d'un indicateur associé. Ainsi, si la valeur d'un indicateur est multipliée par deux sur un site entre un instant *t* et *t*+1, cela signifie que le paramètre a varié et donc que l'intensité de la sous-fonction associée a vraisemblablement augmenté sur le site au regard de ce paramètre, mais cela ne signifie pas nécessairement que l'intensité de la sous-fonction sous-jacente a doublé (par ex. la sous-fonction liée à la dénitrification n'est pas forcément deux fois plus importante parce que la valeur des indicateurs associés à cette sous-fonction a doublé). En effet, des relations multiples sont possibles entre la valeur d'un indicateur et l'intensité de la sous-fonction associée et ne sont pas forcément linéaires (Figure ci-après). À noter, que seules des relations positives sont vraisemblables en général entre la valeur d'un indicateur est l'intensité d'une sous-fonction. À titre d'exemple, des relations de type exponentielles négatives ou gaussiennes ne sont pas vraisemblables car elles ont été évitées lors de la conception des indicateurs.

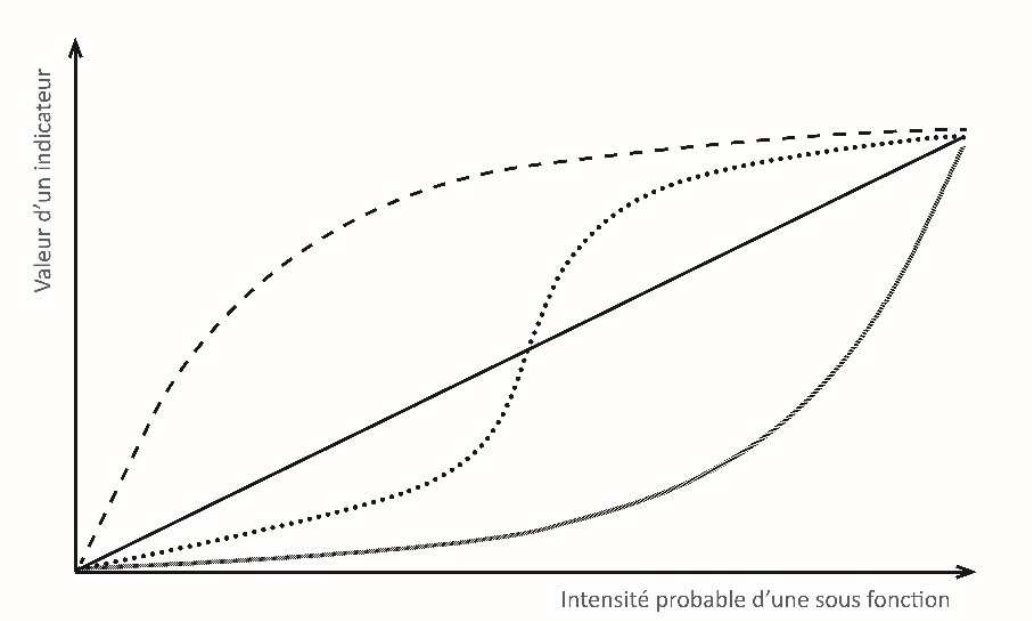


Figure 56 : Exemples de quatre relations possibles entre la valeur d'un indicateur et l'intensité probable d'une sous-fonction associée à l'indicateur. Chaque courbe indique un exemple de relation possible (issue de Gayet *et al*. 2016b). Seules des relations positives sont vraisemblables ; c'est-à-dire que lorsque la valeur l'indicateur augmente l'intensité de la sous-fonction augmente vraisemblablement.

VI.2. Principales informations relevées en complément des indicateurs

Le diagnostic fonctionnel est complété par des informations narratives relevées sur le site ou dans son environnement qui participent à la compréhension du fonctionnement global du site (par ex. exposition du site à l'ensoleillement, présence de pertes karstiques ou de sources dans le site) ou qui sont simplement des compléments d'information qu'il a été jugé intéressant de renseigner. Il n'a pas été possible de concevoir d'indicateurs à partir de ces informations vu le champ d'application de la méthode, les impératifs opérationnels à respecter pour concevoir la méthode et les critères qui doivent être réunis pour retenir un paramètre dans la méthode. Ces informations portent sur :

- La présence de fosses d'extraction de tourbe dans le site et dans sa zone tampon, pour les sites où au moins un sondage pédologique aurait révélé la présence d'un horizon histique.
- La présence de puits de captage pour l'alimentation en eau potable ou pour toute autre activité dans le site ou à proximité. Le pompage de l'eau en profondeur a notamment pour effet de générer un cône de rabattement sur la nappe phréatique qui peut potentiellement affecter le fonctionnement des écosystèmes.
- La présence de pertes et de sources dans le site et dans sa zone tampon.
- L'endiguement du cours d'eau auquel est associé un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Il peut avoir pour effet de créer un isolement relatif entre le site et le cours d'eau (par ex. crues moins fréquentes dans le site, apports de sédiments par le cours d'eau et connexion du cours d'eau avec le lit majeur moins importante).
- La dérivation partielle du cours d'eau hors du talweg pour un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. Cette pratique peut être notamment observée en amont d'installations qui visent à exploiter l'énergie hydraulique (par ex. scierie en montagne, moulin dans des zones de plaine). L'écoulement est alors partiellement dérivé vers un canal en amont de l'installation ce qui peut réduire l'écoulement dans le lit mineur du cours d'eau.
- L'imperméabilisation des berges du cours d'eau pour un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial. L'imperméabilisation peut être partielle comme avec des enrochements, ou plus importante via des pale-planches par exemple. Cela peut avoir pour effet de diminuer les échanges entre la zone humide et le cours d'eau, notamment en diminuant substantiellement les échanges via la zone hyporhéïque.
- La présence d'aménagements sur le cours d'eau auquel un site inscrit dans un système hydrogéomorphologique alluvial est associé (par ex. barrage, seuils). Ces aménagements peuvent moduler les écoulements dans le cours d'eau et affecter le niveau de la nappe à laquelle est associé le site.
- La présence d'aménagements sur les fossés (par ex. vannes). Ces aménagements peuvent moduler les écoulements dans le fossé et affecter le niveau de la nappe à laquelle est associé le site.
- L'exposition du site lorsqu'il est sur un versant. L'exposition peut moduler l'effet de l'altitude sur les conditions thermiques dans le site.
- La présence de lignes à haute tension dans le paysage du site. Ces infrastructures ont des effets néfastes sur certaines espèces animales.

- La présence de parc éolien dans le paysage du site. Ces infrastructures ont des effets néfastes sur certaines espèces animales.
- La présence de passage faune sauvage (par ex. crapauduc) dans le paysage du site. Ils peuvent limiter les effets néfastes des infrastructures de transport sur certaines communautés.
- La biodiversité protégée ou menacée dont la présence est attestée dans le site. Le croisement entre les inventaires naturalistes dans le site et les espèces présentes dans les textes réglementaires de l'échelle départementale à l'échelle internationale (par ex. liste rouge de l'IUCN, annexes de la Directive Faune Flore Habitats, arrêtes départementaux, disponibles en ligne sur le site INPN) servent de base pour identifier les espèces au statut de conservation défavorable dont la présence est connue dans le site.
- La liste des espèces végétales et animales associées à des invasions biologiques dans le site. Le croisement entre les inventaires naturalistes dans le site et les listes d'espèces associées à des invasions biologiques servent de base pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques dont la présence est connue dans le site. L'observateur choisit la liste de référence qui lui paraît la plus appropriée sur son territoire pour identifier les espèces associées à des invasions biologiques.
- …

VII. Gain fonctionnel, perte fonctionnelle et équivalence fonctionnelle évalués avec les indicateurs

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître comment sont calculés les gains fonctionnels, les pertes fonctionnels et les équivalences fonctionnelles avec les indicateurs (voir partie A. « Gain fonctionnel, perte fonctionnelle et équivalence fonctionnelle avec les indicateurs et précautions » et « 3.4 Conclusion sur l'équivalence fonctionnelle »).

VIII. L’interprétation du résultat pas à pas

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour avoir des repères afin d’analyser pas à par le résultat de la méthode (voir partie A. « 5 Aide à l’interprétation »).

IX. Documents et outils mis à disposition pour l'évaluation

IX.1. Déjà disponibles !

La mise en œuvre de la méthode est permise grâce à des supports complémentaires :

- **Le présent document.** Il décrit le contenu théorique, scientifique et technique de la méthode. Lire en détails ce document n'est pas indispensable pour appliquer la méthode. L'observateur peut se tourner vers cette référence lorsqu'il a une question sur le contenu précis de la méthode.

- **La « notice ». Elle est disponible dans le Guides et protocoles dédié à la méthode (voir partie B. Notice pour renseigner le tableur). Elle permet d'appliquer la méthode pas à pas, avec des explications détaillées sur comment répondre à chaque question. Il est impératif de suivre scrupuleusement les instructions mentionnées dans la notice lors de l'application de la méthode.** La notice est principalement organisée en deux parties distinctes : partie 1 – Informations à renseigner au bureau avant les prospections sur le terrain, partie 2 – Informations à renseigner sur le terrain. Les réponses données aux questions permettent de renseigner le diagnostic de contexte du site, d'alimenter l'interface de dimensionnement pour le site de compensation seulement et de renseigner le diagnostic fonctionnel du site. Des questions complémentaires complètent ces diagnostics. Ces dernières permettent notamment de suivre l'application de la méthode par l'observateur et de récolter des informations qui peuvent avoir une influence sur les fonctions mais sur lesquelles il n'a pas été possible de concevoir d'indicateurs. **L'évaluation des fonctions sur le site impacté avant et après impact et sur le site de compensation avant et après action écologique est réalisée en répondant aux questions de la notice.**

- **Un tableur.** Ce tableur est utilisable sur Microsoft Excel® 2019 ou Libre Office. Il n'y a aucune garantie sur le résultat fourni après une évaluation en cas d'utilisation du tableur avec un autre logiciel. Il contient des onglets à utiliser successivement :

  - **Un onglet pour évaluer les fonctions du site impacté et du site de compensation.** Il **permet** de répondre aux questions de la notice. L'impression sur papier de cet onglet permet de disposer d'une fiche de terrain lors de la phase 2 d'application de la méthode (phase de terrain) ;

  - **Un onglet pour dimensionner la mesure de compensation écologique sur le site de compensation.** Une fois la méthode appliquée et toutes les informations renseignées sur le site impacté (dans les deux onglets précités), il est possible de dimensionner la mesure de compensation écologique grâce à l'interface de dimensionnement présente dans cet onglet (déterminer le ratio fonctionnel attribué au projet d'aménagement).

  - **Des onglets de restitution du résultat du projet d'aménagement.** Avec ces onglets il est possible de consulter le diagnostic de contexte et le diagnostic fonctionnel d'un site impacté et d'un site de compensation ; pour notamment évaluer si une équivalence fonctionnelle est vraisemblable à l'issue de la mise en œuvre des mesures de compensation (en tenant compte du ratio fonctionnel). En complément, il est possible de vérifier que les fonctions sur le site de compensation après action écologique correspondent à ce qui était envisagé avant leur mise en œuvre (ressemblance (1) du diagnostic des fonctions sur le site de compensation avec action

écologique envisagée et (2) sur le site de compensation après action écologique). Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître les onglets contenus dans ces tableurs (voir partie A. Utilisation des outils pour évaluer les mesures de compensation).

À noter, qu'un outil est actuellement développé par le Cerema et les partenaires associés à l'élaboration de la méthode. Il sera utilisable sur un navigateur internet.

- **Extension Qgis.** Le Cerema a développé une extension sur QGIS qui automatise l'essentiel des requêtes SIG en particulier pour évaluer l'environnement du site ; sauf la délimitation de la zone contributive qui doit être faite au préalable par l'observateur.

IX.2. À venir !

Durant l'année 2023, le tableur pour évaluer les fonctions des zones humides sera progressivement remplacé par un outil sur internet, en accès libre, conçu par le Cerema. Cela permettra de palier à plusieurs inconvénients liés à l'utilisation du tableur développé sur Microsoft Excel (par ex. risque de suppression par inadvertance d'infos à remplir par l'utilisateur, tous les utilisateurs potentiels n'ont pas accès à ce logiciel).

IX.2.1. Objectifs et enjeu de l'outil internet

Les objectifs de l'outil internet, connecté à une base de donnée, sont de :

- disposer d'une saisie ergonomique des données pour évaluer les fonctions des zones humides ;
- visualiser et interroger simplement les données (à travers une interface graphique, géographique et alphanumérique) associées à chaque site ;
- comparer les différents sites étudiés et visualiser les résultats obtenus sous formes des tableaux et de graphiques ;
- stocker, structurer, homogénéiser et intégrer les données dans un seul système ;
- disposer d'un historique de l'ensemble des projets et des sites associés.

L'enjeu est de faciliter le partage de la connaissance. Chaque utilisateur disposera d'un outil internet et d'une base de donnée en local dans un premier temps. À moyen terme, l'outil et la base pourraient être centralisés sur un serveur national et intégreront les données dans un seul système national. Cette intégration nationale pourrait permettre une remontée facilitée, de l'ensemble des projets mise en place dans les territoires et pourraient éventuellement constituer une connaissance nationale sur les zones humides.

IX.2.2. Principe général de l'outil internet

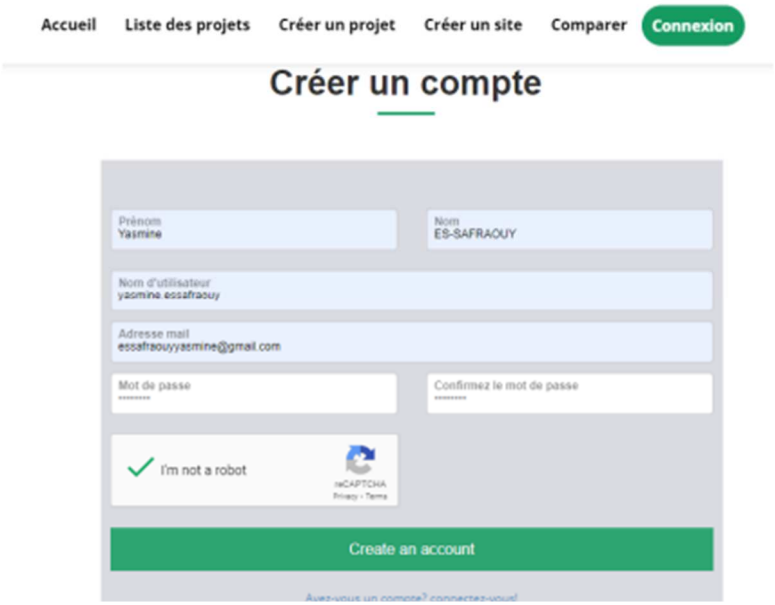
L'outil internet est développé avec la technologie (Framework Web) Django et est connecté à une base de donnée PostgreSQL-PostGIS. Concrètement cela signifie que les données sont saisies via un formulaire internet interactif et qu'elles sont stockées, ainsi que les indicateurs associés, dans une

base de données. L'utilisateur peut alors visualiser, utiliser, supprimer, interroger les données de tous ses projets et sites à n'importe quel moment et à partir d'un seul médium, l'outil internet.

IX.2.3. Présentation de l'outil et de ses fonctionnalités

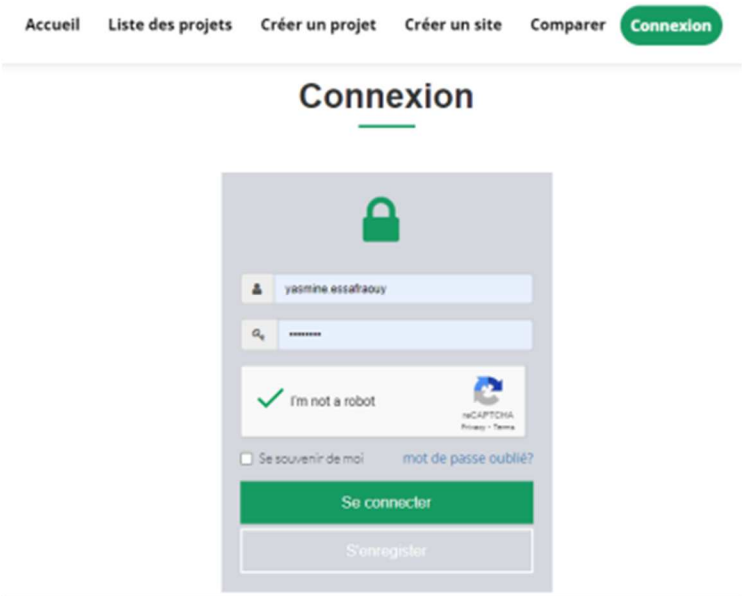
IX.2.3.1. Création d'un compte : onglet « Connexion »

Lors de sa première utilisation, l'utilisateur doit d'abord créer un compte pour accéder à l'application.



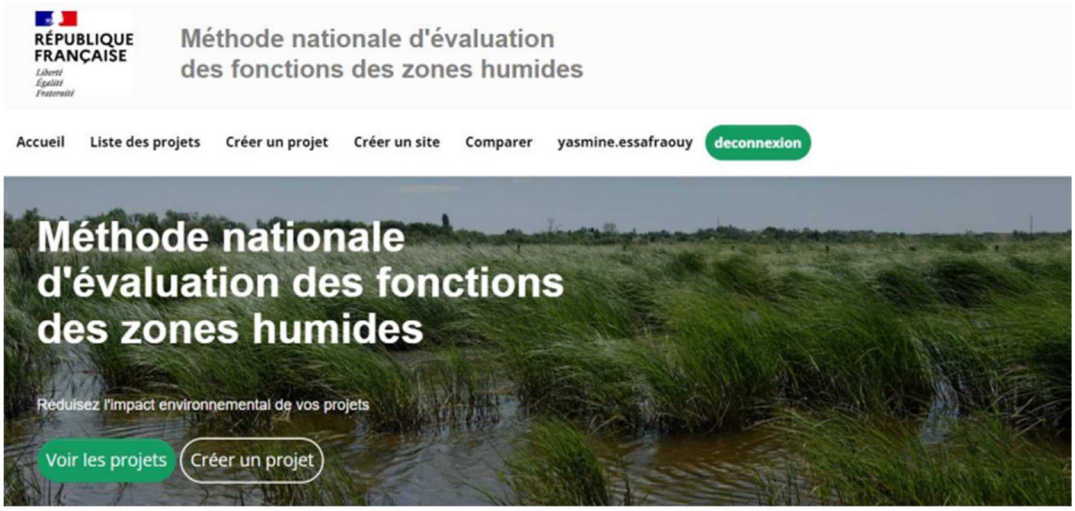
IX.2.3.2. Authentification : onglet « Connexion »

Une fois son compte créé, l'utilisateur doit s'authentifier avec son nom d'utilisateur et son mot de passe choisis lors de la création de son compte pour accéder au système.



IX.2.3.3. Page d’accueil

Après la saisie des identifiants de connexion et la vérification par le système, l’utilisateur accède directement à la page d’accueil.

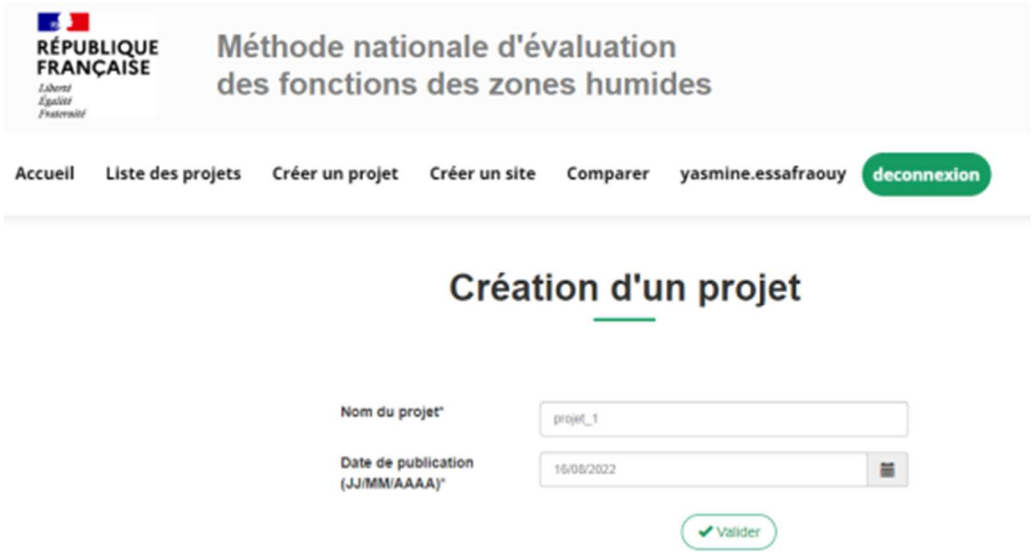


La page d’accueil contient différents onglets :

- **Accueil :** pour consulter les derniers projets évalués et accéder aux différentes fonctionnalités de l’application ;
- **Liste des projets :** pour accéder à la liste des projets qu’ils ont créés, ainsi que les sites pour chaque projet ;
- **Créer un projet :** pour créer des projets ;
- **Créer un site :** pour créer un site en plusieurs étapes. Si l’utilisateur ne dispose pas de toutes les informations pour remplir tous les champs requis il peut enregistrer le site en tant que brouillon et revenir plus tard pour renseigner les champs vides ;
- **Comparer :** pour comparer les différents sites impactés avant impact, avec impact envisagé et après impact et les sites de compensation avant action écologique, avec écologique envisagé et après action écologique ;
- **« Nom d’utilisateur connecté » :** pour consulter leurs profils ;
- **Déconnexion :** pour se déconnecter de l’application.

IX.2.3.4. Créer un Projet

La création d'un projet est un prérequis : il permettra ensuite de créer autant de sites voulus à associer au projet. Seul un nom et une date sont demandés



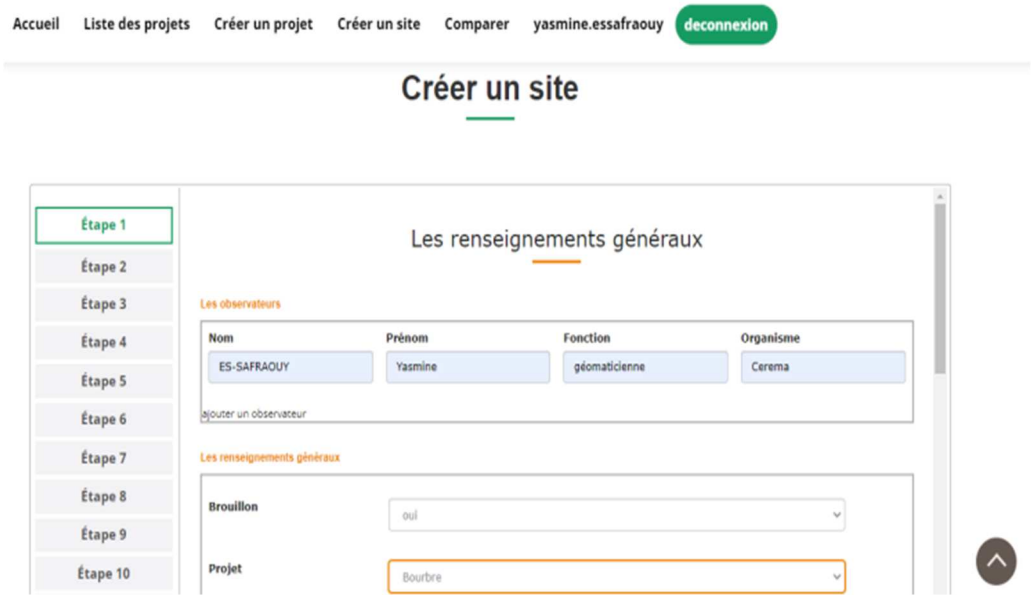
IX.2.3.5. Liste des Projets

Après avoir créé un ou plusieurs projets, l'utilisateur peut visualiser la liste de ses projets et le nombre de sites associés. En cliquant sur le nom du projet souhaité, l'utilisateur est redirigé vers la liste des sites du projet.



IX.2.3.6. Créer un site

Créer un site via l'application internet est ce qui correspond le plus au tableur Excel actuel. C'est dans cet onglet que l'utilisateur renseigne l'ensemble des données nécessaires à l'évaluation des fonctions des zones humides. L'utilisateur remplit le formulaire découpé en 14 étapes avant d'enregistrer les données du site. Une fonctionnalité « brouillon », permet à l'utilisateur d'enregistrer ses sites en tant que brouillons sans avoir besoin de renseigner tous les champs en une seule connexion.



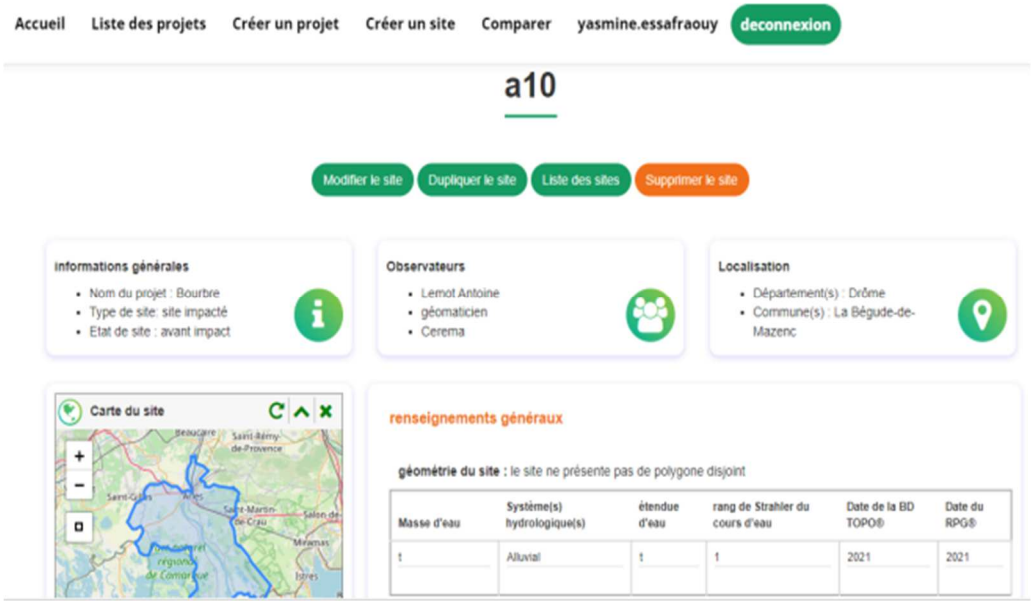
IX.2.3.7. La liste des sites par projets

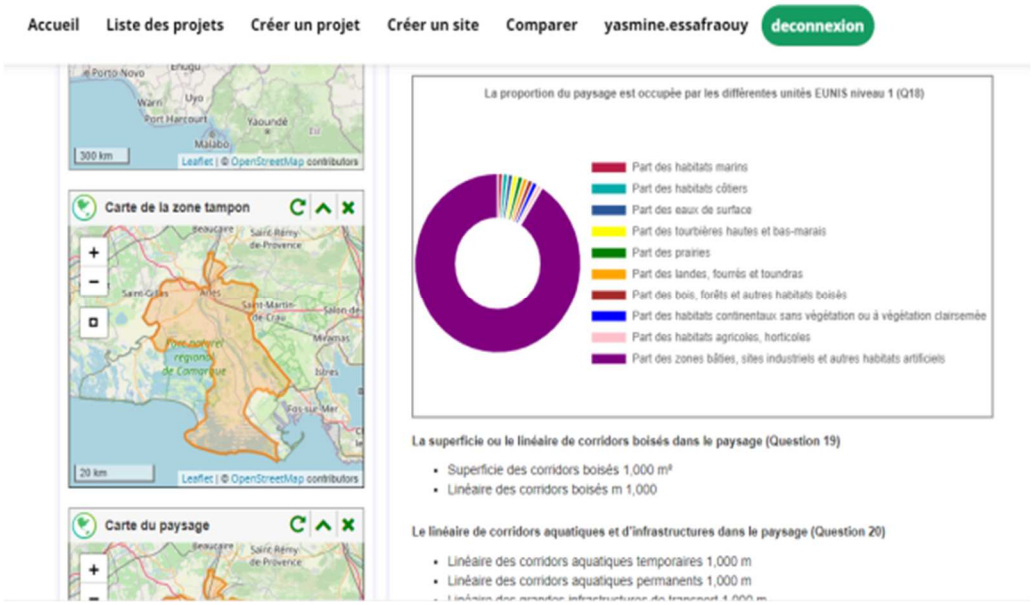
Après avoir créé un ou plusieurs sites l'utilisateur peut visualiser la liste de ses sites (par projet). Cette liste donne le nom de chaque site, le type de site, l'état du site et s'il est en brouillon, c'est-à-dire à compléter. En cliquant sur le nom du site souhaité, l'utilisateur est redirigé vers la page du site.



IX.2.3.8. La page du site

La page du site présente (sous forme textuelle, cartographique, graphique) toutes les informations renseignées par l'utilisateur ainsi que les indicateurs (calculés automatiquement à partir des données d'entrées). La page du site permet aussi de modifier les informations, ou de supprimer le site. Si l'utilisateur souhaite renseigner un site presque identique en modifiant quelques informations, il a la possibilité de dupliquer le site : il sera redirigé vers un formulaire pré-rempli à l'identique du site dupliqué.

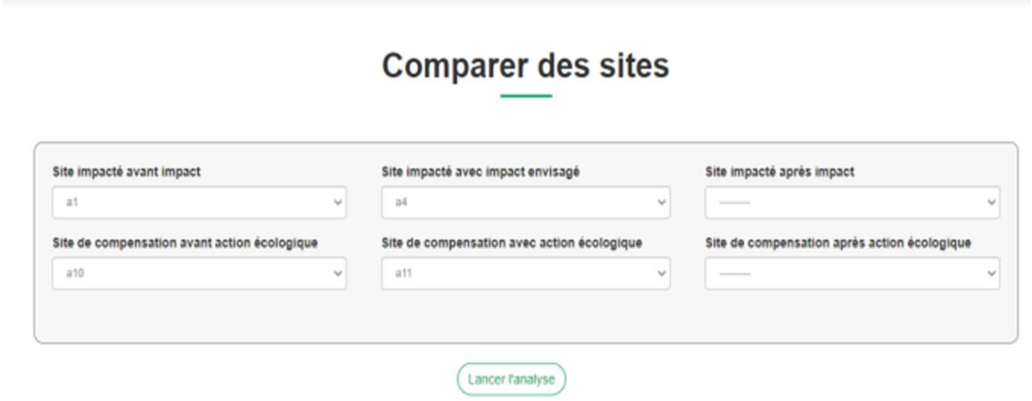


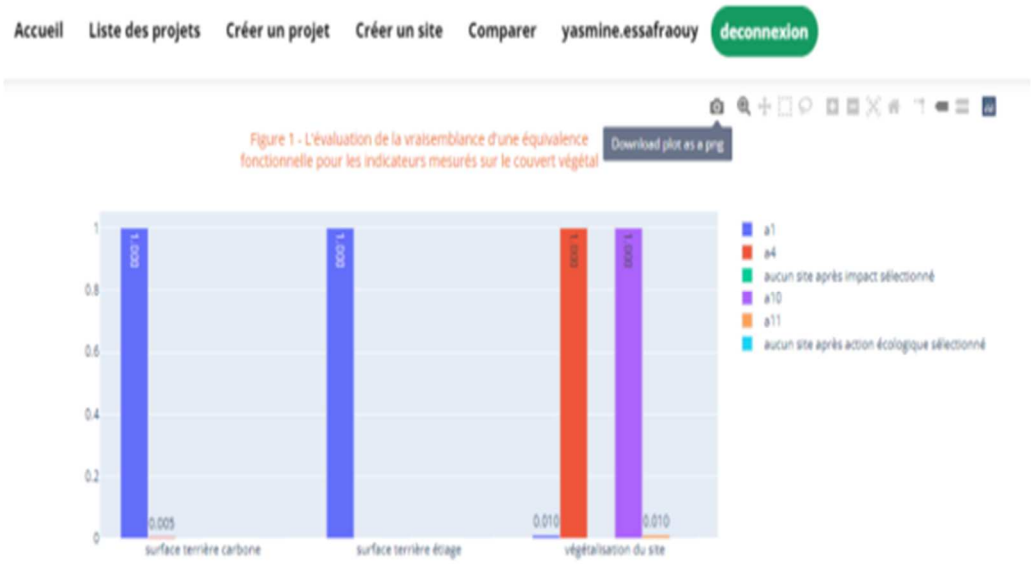


IX.2.3.9. Comparaison des sites

Avec l'onglet « Comparer », l'utilisateur pourra comparer les indicateurs des 3 sites impactés et des 3 sites de compensation entre eux. La comparaison se lit sous forme de graphiques. Il est possible d'afficher les indicateurs d'un seul site, ou de 2 sites : l'utilisateur peut choisir librement le nombre de site à comparer.







IX.2.4. Langages de programmation et Frameworks

L'outil internet a été développé avec un certain nombre de technologies qui sont présentées ici.

IX.2.4.1. Le Front-End

HTML (acronyme deHyperText Mark-up Language), langage de balisage pour créer l'interface internet de l'application.

CSS (Cascading Style Sheets) pour définir la structure et la présentation du contenu du site internet.

JavaScript, langage de programmation de scripts, pour créer l'interface internet interactive, l'insertion des cartes et des graphiques.

Bootstrap pour développer des interfaces avec un design responsive, qui s'adapte à tout type d'écran et pour créer des boutons, interfaces de navigation.

IX.2.4.2. Le Back-end

Python (associé à Django) comme langage de programmation.

Django comme Framework Web Python (gratuit et open source de haut niveau) ; il permet un développement rapide et une conception propre et pragmatique. Django utilise l'architecture MVT (modèle-vue-template) (voir figure ci-dessous) :

- Le **modèle** interagit avec une base de données via un ORM ; c'est une couche d'accès aux données qui gère les données ;
- La **vue** est utilisée pour exécuter la logique métier et interagir avec un modèle pour transporter des données et restituer un modèle ; elle reçoit une requête HTTP et renvoie une réponse HTTP convenable (par ex. si la requête est une interaction avec une base de données, la vue appelle un modèle pour récupérer les items demandés) ;
- Le **template** est une couche de présentation qui gère complètement la partie interface utilisateur, c'est un fichier HTML récupéré par la vue et envoyé au visiteur avec les données des modèles.

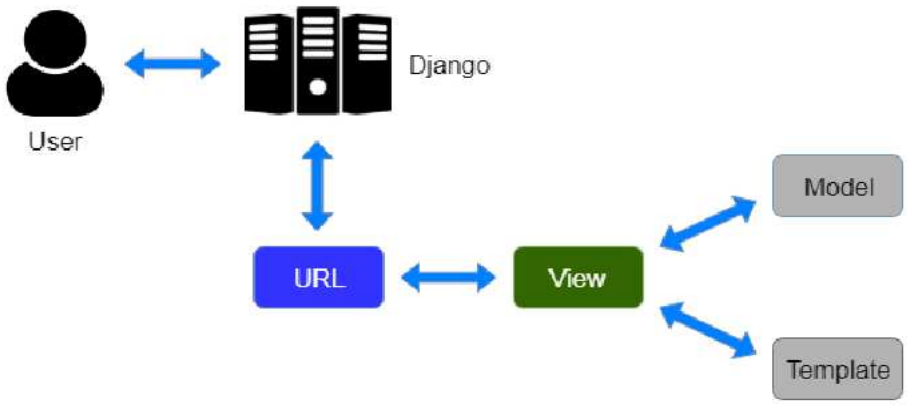


Figure 57 : Le modèle modèle-vue-template MVT.

Plotly, librairie python, pour créer des graphiques simples, efficaces et visuellement attrayants.

Chart.js, bibliothèque JavaScriptChart.Js, pour créer des visualisations de données graphiques et interactives, pour lier ces données à un objet et les afficher dans des graphiques ou tableaux afin de les rendre plus facilement compréhensibles et analysables.

Leaflet, bibliothèque JavaScript opensource de référence, pour la création de cartes interactives.

PostgreSQL, puissant système de base de données relationnelle objet open source avec une solide réputation de fiabilité, de robustesse des fonctionnalités et de performances.

PostGIS extension spatiale de PostgreSQL permettant la prise en charge et la manipulation, via des requêtes SQL, des objets géographiques.

X. Vérification du respect des exigences de conception de la méthode et principales modifications apportées aux prototypes pour parvenir à la version finale

Les impératifs à respecter pour concevoir la méthode sont présentées dans les sections 7. Impératifs opérationnels et scientifiques dans l'introduction générale du Guides et protocoles dédié à la méthode. **Il s'agit ici de vérifier qu'elles ont été respectées lorsque les prototypes de méthode ont été appliqués sur un échantillon de sites et de présenter les principales améliorations effectuées en réponse aux problèmes rencontrés pour tendre vers la version finale de la méthode.**

Cette vérification a principalement été réalisée au moment de concevoir la version 1 de cette méthode. Lorsque des compléments ont été apportés, surtout grâce aux tests entre les versions 1 et 2 ; cela est précisé.

X.1. Pragmatisme : clarté des instructions pour appliquer la méthode et justesse des informations obtenues

X.1.1. Utilisation de la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques

La détermination des systèmes hydrogéomorphologiques repose sur l'analyse croisée d'une clef de détermination et d'une description narrative des caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques du site. Pour la plupart des observateurs qui ont testé les prototypes de méthode, le choix du système hydrogéomorphologique du site restait délicat durant l'application des prototypes de méthode. Le principal problème rencontré résidait dans le manque d'informations claires et faciles à relever sur le site.

Durant l'application des prototypes de méthode, des aller-retours entre les auteurs de la méthode et les observateurs qui ont testé les prototypes ont permis d'améliorer considérablement la clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques. Des informations détaillées sur les caractéristiques le plus souvent typiques de chaque système hydrogéomorphologique ont été ajoutées et la dénomination des systèmes hydrogéomorphologiques a évolué pour être moins trompeuse et aussi évocatrice que possible. Le résultat final présent dans cette méthode (clef de détermination des systèmes hydrogéomorphologiques et description narrative ; voir section IV.3.1) est apparu acceptable pour les observateurs qui ont testé les prototypes de méthode.

X.1.2. Délimitation de la zone contributive

La zone contributive correspond à toute l'étendue spatiale où les écoulements superficiels et les écoulements souterrains connus convergent temporairement ou en permanence vers le site (section III.2.1.). Elle est principalement délimitée en analysant le relief en amont du site. Plusieurs problèmes peuvent être rencontrés : les écoulements sont parfois plus complexes que ce que peut laisser présager une simple analyse du relief (par ex. système karstique) et les aménagements anthropiques (par ex. réseaux de collecte des eaux pluviales et domestiques) peuvent modifier les écoulements dans la zone contributive. Ces aspects constituent des limites sur lesquels peu de progrès ont pu être réalisés entre les prototypes de méthode et la version finale.

Par ailleurs, les procédures proposées dans la notice pour délimiter la zone contributive sont manuelles (utilisation des courbes de niveau du SCAN 25®) ou automatique (utilisation de la BD ALTI®, modèle numérique de terrain maillé à une résolution de 250 m). Durant les tests sur les prototypes de méthode, pour plusieurs observateurs, la BD ALTI® - 250 m permet un pré-repérage de la zone contributive des sites alluviaux et riverains des étendues d'eau mais ne permet pas une délimitation précise de la zone contributive et le contour de celle-ci doit être repris à la main après une délimitation automatisée (Juhel 2015). **Il est proposé d'utiliser éventuellement d'autres MNT plus précis en libre accès pour faire des délimitations automatisées des zones contributives plus précises. Il est également proposé dans la version finale de la méthode de vérifier les délimitations automatisées pour y apporter ensuite des corrections.**

Bien que la procédure pour délimiter la zone contributive en amont d'un site alluvial avec un MNT soit clairement expliquée dans la notice, elle peut rester complexe et exiger un niveau de compétences sur SIG relativement important. **Des observateurs ont proposé d'utiliser le fichier**

« ZONE_HYDROGRAPHIQUE.shp » de la base de données CARTHAGE® pour réaliser une délimitation plus facile, en particulier pour les sites dans des systèmes hydrogéomorphologiques alluviaux ou riverains des étendues d'eau. L'emploi de cette source d'information est désormais inclus dans une des procédures préconisée dans la méthode pour délimiter la zone contributive des sites dans ces systèmes hydrogéomorphologiques.

X.1.3. Photo-interprétation sur la BD ORTHO®

Durant l'application de la méthode, la BD ORTHO® est utilisée pour estimer la part relative des habitats EUNIS niveau 1 dans le paysage ; et elle permet de faire un pré-repérage des habitats EUNIS niveau 3 dans le site avant les prospections de terrain. Dans le paysage, les observateurs ont ponctuellement rencontré des difficultés de photo-interprétation, en particulier lorsqu'il s'agit de distinguer les habitats « **D** Tourbières hautes et bas-marais » et « **E** Prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens ». Dans les prototypes de méthode, la visite de terrain permettait de vérifier les habitats dans le site, mais il n'était pas proposé de faire ce type de vérification sur les secteurs du paysage qui pouvaient poser problème. **Dans la version finale de la méthode, il est préconisé de compléter les observations dans le paysage par photo-interprétation avec d'autres informations (par ex. inventaires ZNIEFF, formulaire de données ou DOCOB Natura 2000) et éventuellement par de rapides visites sur le terrain qui peuvent être effectuées ponctuellement là où un doute subsiste.**

Des instructions complémentaires ont été apportées pour plus facilement aborder la description du paysage sur ortho photo sur le littoral marin (plus grande difficulté à identifier les milieux sur ortho photo dans certains cas).

X.1.4. Informations collectées sur les sondages pédologiques

Durant l'application des prototypes de méthode, la représentativité des sondages pédologiques était discutable dans les sous-ensembles homogènes, puisqu'un seul sondage pédologique était préconisé dans des sous-ensembles homogènes d'une superficie $<$ 1 ha. **Dans la version finale de la méthode, il est proposé d'effectuer un minimum de deux sondages pédologiques afin d'avoir un échantillon plus représentatif de chaque sous-ensemble homogène. Des recommandations sont fournies dans la notice pour réviser la délimitation des sous-ensembles homogènes si plusieurs sondages pédologiques réalisés dans un même sous-ensemble sont très différents.**

Concernant les modes opératoires de terrain liés à la pédologie, les observateurs ont rencontré des difficultés pour déterminer l'épaisseur de l'épisolum humifère avec le prototype de méthode en 2014. **Il a donc été proposé dans le prototype de méthode de 2015 d'utiliser la charte Munsell® pour faire une mesure plus objective de l'épaisseur de l'épisolum humifère. Par ailleurs, il est également proposé dans la version finale de la méthode d'humidifier légèrement le sondage pédologique avant d'évaluer l'épaisseur de l'épisolum humifère afin d'avoir une coloration relativement constante du sondage pédologique dans le temps.**

X.2. Rapidité de mise en œuvre

Le temps nécessaire pour appliquer la méthode est un critère essentiel pour son utilisation future. En effet, les méthodes les plus utilisées sont celles qui requièrent le moins de temps sur le terrain (Carletti *et al.* 2004).

L'application du prototype de méthode 2015 sur les sites a duré en moyenne 4 h 28 min (n = 163) avec un minimum de 1 h 17 min et un maximum de presque 14 h. Ce temps est équitablement réparti entre la phase de bureau (parties 1 et 3, moyenne : 2 h 19 min ; minimum : 57 min ; maximum : 7 h 44 min) et la phase de terrain (partie 2, moyenne: 2 h 6 min ; minimum : 10 min ; maximum : 9 h) (Figure ci-après). L'évaluation a duré plus de 12 h sur deux sites dont la superficie était de 81 ha (13 h 54 min passées à appliquer la méthode) et 18 ha (12 h 05 min). Ce temps a essentiellement été passé sur le terrain avec 8 h sur le premier site et 9 h sur le second site. Le temps passé au bureau est $>$ 4 heures pour 14 sites. Il s'agit généralement de sites dont la délimitation de la zone contributive et la collecte des informations sur cette zone (par ex. superficie des milieux agricoles dans la zone contributive) ont pris plus d'une heure. Ce sont principalement des zones contributives de grande superficie qui s'étendent sur plusieurs départements. Vu le caractère non discriminant de l'occupation du sol sur de grandes zones contributives pour un site impacté et un site de compensation ; il n'est désormais plus nécessaire de renseigner l'occupation du sol pour les sites alluviaux et riverains des étendues d'eau en aval de grand cours d'eau.

Lorsqu'on considère uniquement les sites $\leq$ 5 ha[59], le temps total nécessaire pour appliquer la méthode est en moyenne de 3 h 53 min (maximum de 9 h 29 min) (n = 106). Le temps passé au bureau est en moyenne de 2 h 11 min (maximum de 7 h 44 min) et celui passé sur le terrain est en moyenne de 1 h 42 min (maximum 4 h) (Figure ci-après). **La méthode peut donc généralement être mise en œuvre en une demi-journée sur un site dont la superficie est $\leq$ 5 ha. La méthode peut donc largement être considérée comme rapide selon les critères de Fennessy *et al.* (2007) sur les sites de moins de 5 ha puisque le temps total mobilisé par deux personnes pour l'appliquer est au maximum d'une demi-journée sur le terrain et d'une demi-journée au bureau.** À noter que le temps d'application de la méthode ne prend pas en compte le temps de sa prise en main (installation du logiciel SIG, récupération des bases de données) et le temps de l'analyse des résultats.

[59] Bien qu'il n'y ait pas de base de données ou de recensement national des dossiers instruits dans le cadre de réalisations d'installations, ouvrages, travaux ou activités (IOTA), qui peuvent avoir un effet sur la ressource en eau ou les écosystèmes aquatiques, (nomenclature « eau et milieux aquatiques » - Art. R. 214-1 du code de l'environnement), la plupart des projets faisant l'objet de procédure environnementale d'instruction « Loi sur l'eau », au titre de la nomenclature 3310 sur l'assèchement, le remblai ou la mise en eau en marais et zone humide, sont sur des sites d'une superficie inférieure à 5 ha. Cependant selon les territoires, les projets « classiques » police de l'eau peuvent porter sur des superficies bien supérieures, pouvant atteindre jusqu'à 50 ha (information du Ministère de l'écologie en date du 28/09/2015).

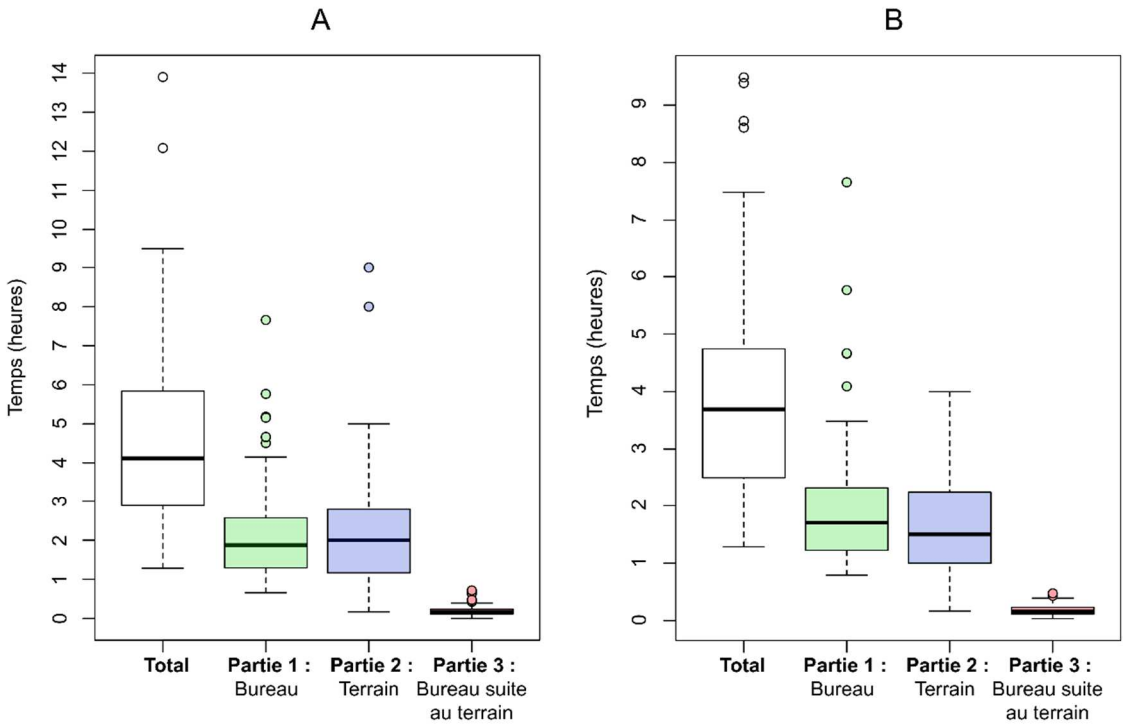


Figure 58 : Temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015 par partie sur l'ensemble des sites (A) et sur les sites ≤ 5 ha (B).

Les questions qui exigent le plus de temps durant l'application du prototype de méthode 2015 sont celles liées à la délimitation de la zone contributive (17 min en moyenne) (sous-partie 1.2. La zone contributive), au calcul des superficies de haies (11 min en moyenne) et à l'évaluation de la proportion des habitats dans le paysage et dans le site (7 min en moyenne) (sous-partie 1.4. Le paysage) (Figure ci-après). Concernant la zone contributive, la principale difficulté est le niveau relativement élevé de connaissances en SIG requis pour une des procédures qui était préconisée. Dans la version finale de la méthode une procédure plus simple a été incluse sur proposition des partenaires qui ont testé la méthode (utilisation du fichier « ZONE_HYDROGRAPHIQUE.shp » de la base de données CARTHAGE®). Dans la méthode d'évaluation finalisée, il est possible dans certains cas de calculer des superficies de haies à l'aide de la BD TOPO®, ce qui devrait réduire le temps passé à renseigner cette information.

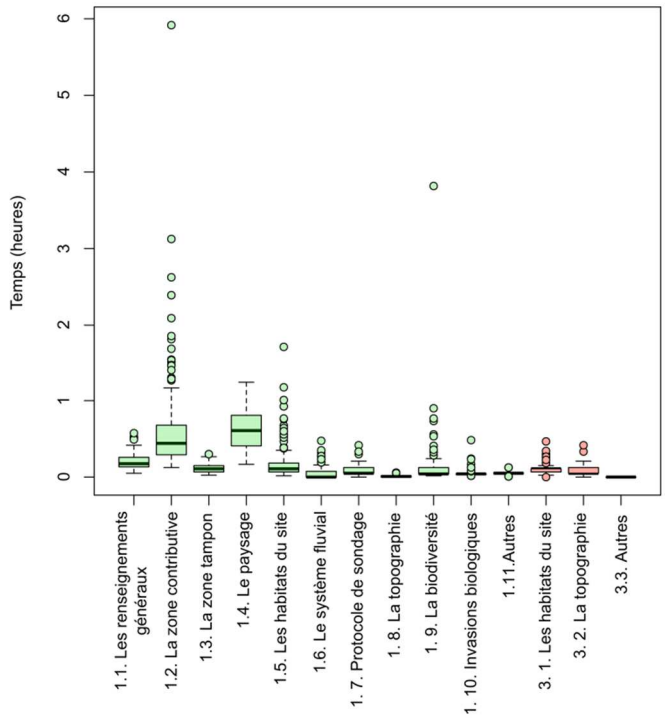


Figure 59 : Temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015 par sous-partie sur l'ensemble des sites. La dénomination des sous-parties a pu évoluer durant la rédaction de la version finale de la méthode.

Le temps total passé à appliquer le prototype de méthode 2015 sur un site est particulièrement affecté par la superficie du site, le nombre d'habitats dans le site et le nombre d'habitats dans le paysage. Plus le site est grand ou plus les habitats sont nombreux dans le site ou dans le paysage, plus le temps passé est important.

Le temps passé au bureau est influencé par la superficie de la zone contributive, le linéaire de haies dans le paysage et le système hydrogéomorphologique du site. Le temps passé est plus long pour les sites alluviaux en raison de zones contributives souvent plus grandes et donc plus longues à délimiter.

Le temps passé sur le terrain est influencé par le nombre de sous-ensembles homogènes et le nombre de sondages pédologiques dans le site. L'expérience de l'observateur (nombre de sites réalisés durant les tests/observateur), la période à laquelle a été réalisée la phase de terrain (phase de test entre mai et août 2015) n'ont pas d'influence évidente sur le temps nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015 (Annexe 10 et Figure ci-après).

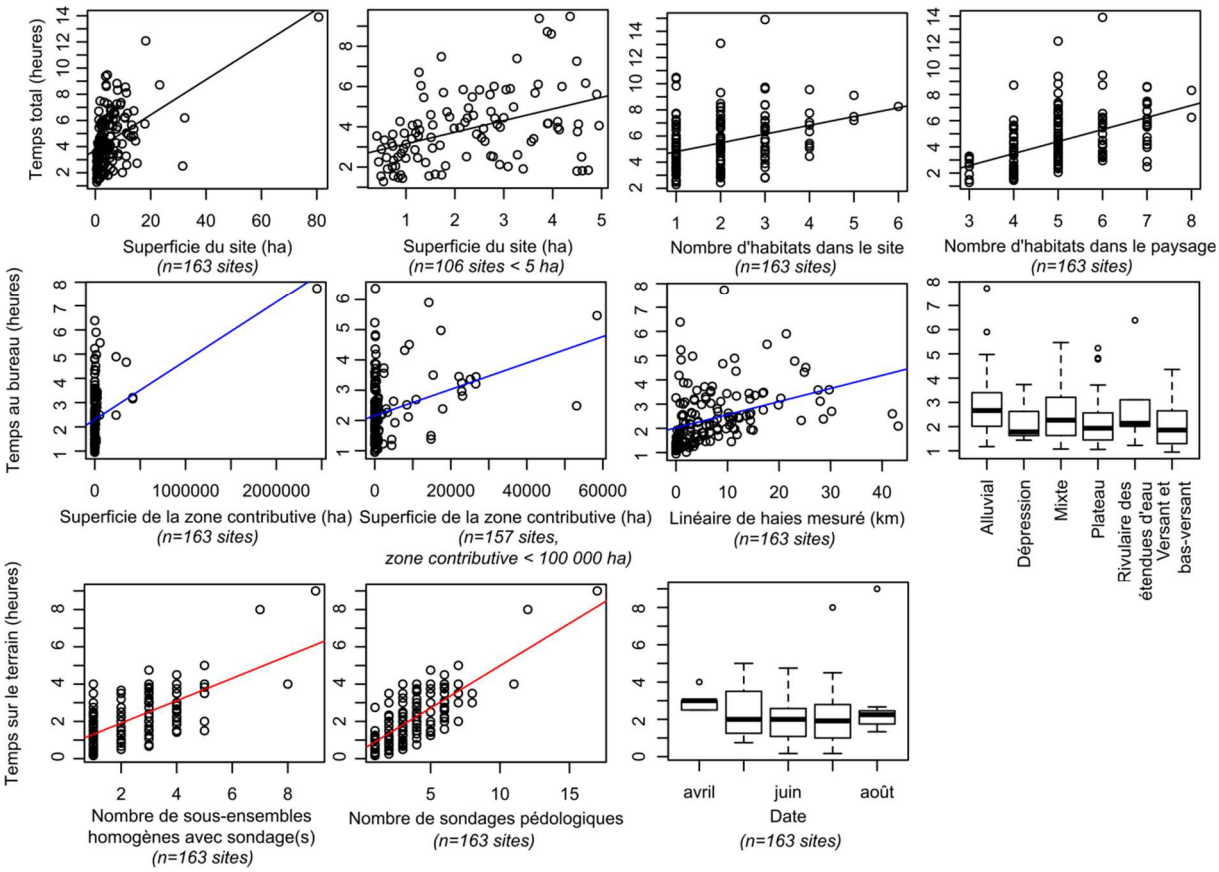


Figure 60 : Influence des caractéristiques du site et de son environnement sur le temps (total, au bureau et sur le terrain) nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015.

Certaines améliorations sur les prototypes de méthode (par ex. délimitation de la zone contributive, mesure des haies dans le paysage) laissent entrevoir un gain de temps potentiel pour appliquer la version finale de la méthode. D'autres améliorations laissent entrevoir un temps un peu plus important pour traiter certaines questions de la méthode (par ex. augmentation du nombre de sondages pédologiques pour augmenter la représentativité de l'échantillonnage). **Dans l'ensemble, le temps nécessaire pour appliquer le prototype de méthode 2015 doit vraisemblablement être représentatif du temps nécessaire pour appliquer la version finale de la méthode.**

Le temps nécessaire pour appliquer la méthode, en particulier au bureau, est vraisemblablement nettement plus faible avec la version 2 qu'avec la version 1. En effet, cette version 2 contient moins de questions et surtout, l'extension QGIS réalisée par le Cerema automatise les réponses données à bon nombre de questions (sans réaliser manuellement toutes les requêtes pas à pas, manuellement, sur Système d'information géographique).

Il est à noter que le temps pour mettre en œuvre la méthode dépend également de la fréquence de son utilisation par un observateur, c'est-à-dire qu'une évaluation rigoureuse des fonctions des zones humides en utilisant régulièrement la méthode sur divers projets d'aménagement est de nature à réduire le temps pour la mettre en œuvre (prise en main améliorée).

De plus il convient de rappeler que ce temps pour mettre en œuvre la méthode porte sur une évaluation à l'intérieur d'un site impacté ou d'un site de compensation. Par ex. dans le cas où un site de compensation ne satisfait pas aux engagements qui doivent être pris par le maître d'ouvrage après l'évaluation des fonctions des zones humides avec la méthode, il est alors nécessaire de répéter en partie l'utilisation de la méthode pour revoir le programme de mesure de compensation écologique ou de faire une autre évaluation des fonctions avec la méthode sur un autre site de compensation. Ce temps de prospectives n'est pas pris en compte car c'est un temps qui est inhérent à la conception de programme d'aménagement, avec ou sans évaluation par la méthode.

X.3. Reproductibilité

La reproductibilité interindividuelle du prototype de la méthode 2015 a été évaluée en comparant les résultats de 10 sites évalués par 2 observateurs à l'Irstea (Buelhoff et Jaymond 2015). Sur ce prototype, les paramètres les moins reproductibles étaient ceux liés à la pédologie (texture du sol, épaisseur de l'épisolum humifère notamment), à la délimitation de la zone contributive et aux habitats (notamment la somme des distances entre chaque unité d'habitat EUNIS niveau 1 dans le site et l'unité d'habitat EUNIS niveau 1 similaire la plus proche dans la paysage). Des améliorations ont été proposées dans la version finale pour limiter les biais observateur. Dans le futur, il serait intéressant d'évaluer la reproductibilité de la méthode en sélectionnant un petit nombre de sites et des opérateurs plus nombreux ayant des compétences variables. Cela permettrait de vérifier que la méthode ne requiert pas d'expertise particulière.

Les tests avec les prototypes de méthode en 2014 et 2015 ont bien révélé à quel point il est crucial qu'un observateur qui applique la méthode suive scrupuleusement les indications dans la notice pour appliquer la méthode. En effet, bon nombre de biais s'expliquent par une lecture trop rapide de la notice par les observateurs.

Au-delà de la phase de test des prototypes de méthode, il est important de souligner qu'un des points forts de la méthode réside dans la mobilisation du SIG et de référentiels nationaux qui permettent de limiter les biais observateurs avec des mesures qui sont reproductibles d'un observateur à l'autre. Même si un observateur venait à commettre une erreur avec les référentiels sur SIG lors d'une évaluation, un autre observateur a quasiment toujours la possibilité de vérifier l'information relevée puis de la corriger via ces référentiels nationaux.

X.4. Indépendance maximale à la phénologie et aux variations saisonnières

La méthode doit pouvoir être appliquée à toute période de l'année. Cependant, les caractéristiques pédologiques peuvent être influencées par la saison. **Dans la version finale de la méthode, il est donc recommandé d'effectuer la phase de terrain en dehors des périodes de sécheresse et/ou en dehors des périodes peu après des sécheresses ou de fortes intempéries.**

X.5. Accessibilité et fiabilité des données utilisées : indépendance aux informations des documents de police de l'eau

Les informations utilisées dans le cadre de la méthode sont en libre accès (RPG de l'ASP, hydro écorégions de l'Irstea, Masses d'eau superficielles et souterraines du SANDRE et des Agences de l'Eau, Carte géologique du BRGM, Geofla®) ou accessibles pour les organismes chargés d'une mission de service public (BD ORTHO® et BD TOPO®) ou par conventionnement auprès de ces organismes. L'accès aux informations sur la superficie du site et de la zone tampon artificiellement drainée par des drains souterrains est difficile à obtenir et l'indicateur est, par conséquent, rarement calculé. Les démarches qui peuvent être suivies pour obtenir ces informations devraient être renseignées. L'accès aux informations est également difficile lorsque les zones contributives s'étendent sur un espace transfrontalier, notamment dans le cas de l'évaluation de zones humides alluviales de la Garonne, du Rhin ou du Rhône (Giraud 2015). Ces aspects sont donc pris en compte dans la version finale de la méthode.

Les éventuelles limites à la fiabilité des données concernent l'utilisation du Registre Parcellaire Graphique (RPG) de l'Agence de services et de paiement (ASP) pour déterminer les superficies des milieux agricoles et la BD TOPO® pour déterminer les linéaires de cours d'eau. Les données du RPG sont issues des déclarations de la politique agricole commune (PAC) et constituent sans doute la meilleure représentation géolocalisée de l'espace agricole français (Cantelaube et Carles 2014). Cependant, certaines surfaces agricoles non déclarées ne sont pas recensées (par ex. certaines prairies permanentes) et les limites de polygones sont tracés par les exploitants.

La mesure du linéaire de cours d'eau repose sur la BD TOPO® de 2012. Il existe cependant trois référentiels du réseau hydrographique en France : BD CARTHAGE® produit conjointement par les Agences de l'Eau et l'IGN, la couche hydrographique de la BD TOPO® et le trait bleu continu ou discontinu des cartes SCAN 25® 1/25 000. La mise en œuvre de la méthode a révélé que les données issues de ces référentiels sont parfois incohérentes : cours d'eau référencés inexistants (par ex. enterrement de cours d'eau en tête de bassin versant, reméandrage) ou cours d'eau existants non référencés. À terme, la BD TOPAGE®, nouveau référentiel hydrographique coproduit par l'IGN, l'Onema, le SANDRE et les Agences de l'Eau pourrait être utilisée. En partant de la BD CARTHAGE®, cette nouvelle base de données vise à être compatible avec la BD TOPO® et à être plus fiable (précision, continuité du réseau) sur l'ensemble du territoire nationale.

X.6. Résultat fondé scientifiquement, synthétique et compréhensible par des publics techniques et non techniques

Lors des phases de tests, les observateurs ont été satisfaits par la clarté de la notice et par la praticité de la fiche d'évaluation où le calcul des indicateurs est intégré et automatisé. Cependant, ils ont indiqué la nécessité de créer un lien entre le présent document, la notice et le tableur du prototype 2015 pour permettre une meilleure compréhension et appropriation de la méthode dans son ensemble par un observateur occasionnel. **La parution d'un Guides et protocoles dans les collections de l'Onema, spécifiquement dédié à la méthode (Gayet *et al.* 2023a) répond à ce besoin.**

Les résultats de la méthode ont également été comparés avec ceux obtenus lors d'une évaluation plus poussée des fonctions et avec un classement « à dire d'experts » (Buelhoff et Jaymond 2015). La boîte à outils RhoMéO de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse contient treize indicateurs qui visent à évaluer l'hydrologie, la biogéochimie, la biologie et les pressions d'artificialisation et agricoles d'un site sur la base de mesures sur plusieurs années (Collectif RhoMéO 2014). Pour les indicateurs se rapportant à l'environnement du site, une cohérence entre les différents résultats (méthode développée ici, programme RhoMéO, classement à dire d'experts) a été observée. Pour les fonctions hydrologiques, une cohérence a également été observée. En revanche, les indicateurs des fonctions biogéochimiques testés ne présentent pas de correspondance, ni avec RhoMéO, ni avec le dire d'experts et il en est de même pour ceux en rapport avec les fonctions d'accomplissement des cycles biologiques (approche différente de la présente méthode, RhoMéO exige de relever des informations faisant souvent appel à des compétences naturalistes). L'étalonnage des indicateurs et les paramètres mesurés ont donc pu être révisés sur la base des comparaisons réalisées.

Dans l'ensemble, des améliorations ont été incluses dans cette version de la méthode en révisant les terminologies (par ex. nom des indicateurs, nom des systèmes hydrogéomorphologiques), les formules employées pour calculer les indicateurs, l'interprétation des indicateurs et en améliorant la mise en forme du résultat de l'évaluation pour qu'un public technique et non technique ait facilement accès aux réponses à la question à laquelle doit répondre la méthode.

XI. Principales limites de la méthode

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître ses limites (voir partie A. section 6. Limites non exhaustives de la méthode).

XII. Autres applications éventuelles de la méthode

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître ses autres applications possibles (voir partie A. section 8. Autres utilisations possibles de la méthode).

XIII. Principales perspectives

Consultez le Guides et protocoles dédié à la méthode pour connaître les principales perspectives à l'issue de ce travail (voir partie A. section 7. Perspectives).

Annexe 1 : Interdépendance entre les fonctions[60] réalisées par les zones humides et prédisposition de différents types de zones humides à les réaliser

Extrait du tableau sur des interactions entre quelques fonctions dans une même zone humide (d'après Adamus *et al*. 1991).

	GWR	GWD	FFA	SS	S/TR	NR/T
Recharge en eaux souterraines (GWR)		0	*	0	X	0
Décharge en eaux souterraines (GWD)	0		0	X	X	0
Altération du débit de crue (FFA)	*	X		*	0	*
Stabilisation des sédiments (SS)	0	X	*		*	0
Rétention des sédiments toxiques (S/TR)	0	0	*	*		*
Élimination, transformation des nutriments (NRT)	*	0	*	*	*	

*	Compatible	X	Conflit probable	0	Pas d'interactions importantes ou effets inconnus

Croisement et interactions entre fonctions des zones humides (adaptée de Adamus *et al.* 1983).

	Recharge de nappes	Décharge eaux souterraines	Stabilisation des rivages	Dissipation des forces érosives	Contrôle des crues	Rétention des sédiments	Rétention, élimination nutriments	Support chaînes trophiques	Habitat : poissons	Habitat : faune sauvage	Récréation active	Valeur patrimoniale
Recharge de nappes					+ +		+ +	–	–	–	–	
Décharge eaux souterraines			–		– –		±	+ +	±	+ +	+ +	+ +
Stabilisation des rivages	±	–		+ +	+	+ +	±	±	±	+ +	+ +	+ +
Dissipation des forces érosives					+ +	+ +	+ +	±	±	+ +	+ +	+ +
Contrôle des crues	+ +	±	+	+ +		+ +	+ +	±	±	+ +	±	
Rétention des sédiments	– –	– –	+ +	+ +	±		+ +	±	±	±	+	–
Rétention, élimination nutriments			+ +	+ +	+ +	+ +		±	±	±	±	
Support chaînes trophiques							–		±	±	±	
Habitat : poissons			–	–		–	±	+		±	+ +	+ +
Habitat : faune sauvage			–	–					+		+	+ +
Récréation active			– –	– –		–	–		–	– –		
Valeur patrimoniale	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	+ +	–	

- - Incompatible - Parfois incompatible ± Effets très variable + + Amplification
+ Parfois amplification Case vide, pas d'interaction ou effet connu

[60] Notez que la définition des fonctions dans les documents cités dans l'Annexe diffère parfois de celle adoptée dans cette méthode (voir la définition adoptée par la méthode dans la section I.5). Dans les documents présentés dans l'Annexe, les « fonctions » comme les nomment les auteurs cités incluent parfois les aspects relatifs aux dommages et bénéfices pour la société associés aux zones humides.

Fonctions et valeurs associées à différents types de milieux humides (d'après Dugan 1990).

	Estuaires	Mangroves	Côtes ouvertes	Plaines inondables	Marais d'eau douce	Lacs	Tourbières	Forêts marécageuses
Fonctions								
Alimentation des eaux souterraines	○	○	○	■	■	■	●	●
Émergence des eaux souterraines	●	●	●	●	■	●	●	■
Prévention des inondations	●	■	○	■	■	■	●	■
Stabilisation du littoral/lutte contre l'érosion	●	■	●	●	■	○	○	○
Rétention des sédiments/produits toxiques	●	■	●	■	■	■	■	■
Rétention d'éléments nutritifs	●	■	●	■	■	●	■	■
Stabilisation de microclimats	○	●	○	●	●	●	○	●
Voie de communication	●	●	○	●	○	●	○	○
Activités récréatives/touristiques	●	●	■	●	●	●	●	●
Produits								
Ressources forestières	○	■	○	●	○	○	○	■
Ressources en espèces sauvages	■	●	●	■	■	●	●	●
Ressources halieutiques	■	■	●	■	■	■	○	■
Ressources fourragères	●	●	○	■	■	○	○	○
Ressources agricoles	○	○	○	■	●	●	●	○
Alimentation en eau	○	○	○	●	●	■	●	●
Attributs								
Diversité biologique	■	●	●	■	●	■	●	●
Originalité/patrimoine culturel	●	●	●	●	●	●	●	●

○ = absente ou exceptionnelle ● = présente ■ = fréquente et importante

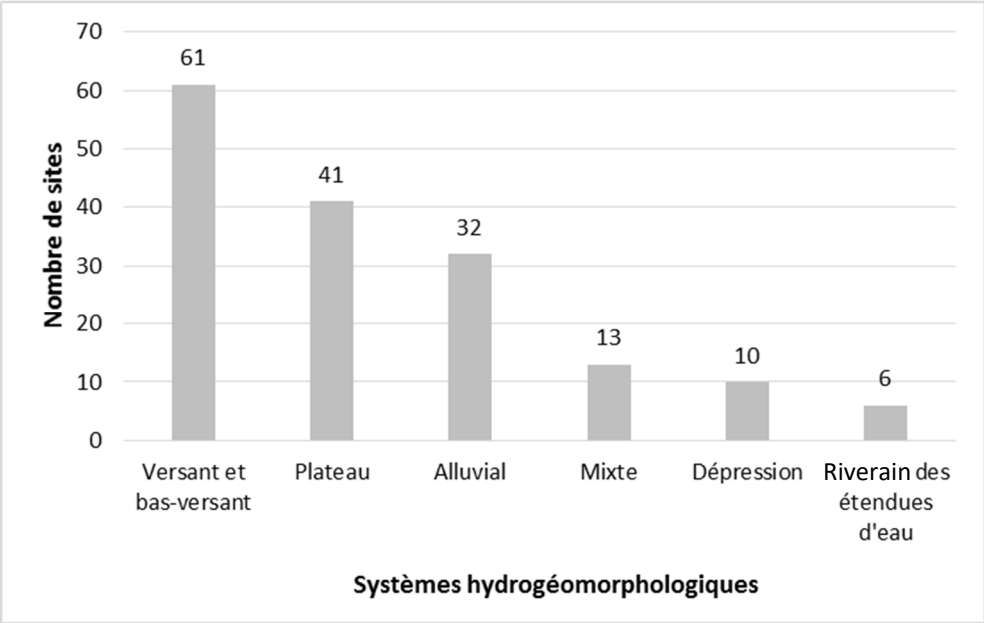
Intérêt de différents types de zones humides pour réaliser les fonctions hydrologiques et biogéochimiques selon le (Forum des Marais Atlantiques 2014).

Typologie SDAGE	Régulation des inondations	Protection contre les intrusions marines	Soutien des étiages, recharge des nappes d'eau	Ralentissement des ruissellements et dissipation des forces érosives	Rétention des matières en suspension	Régulation des nutriments	Stockage du carbone
1 et 2 : baies et estuaires							
3 : marais et lagunes côtiers							
4 : marais saumâtres aménagés							
5 et 6 : bordures de crs d'eau et plaine allu.							
7 : ZH de bas fonds en tête de bassin							
8 : région d'étangs							
9 : bordures de plans d'eau							
10 : marais et landes humides							
11 : ZH liées à un plan d'eau ponctuel							
12 : marais agricoles aménagés							
13 : zones humides aménagées diverses							

Vert : Intérêt important Jaune : Intérêt moyen Orange : Intérêt négatif Gris : Pas d'intérêt avéré

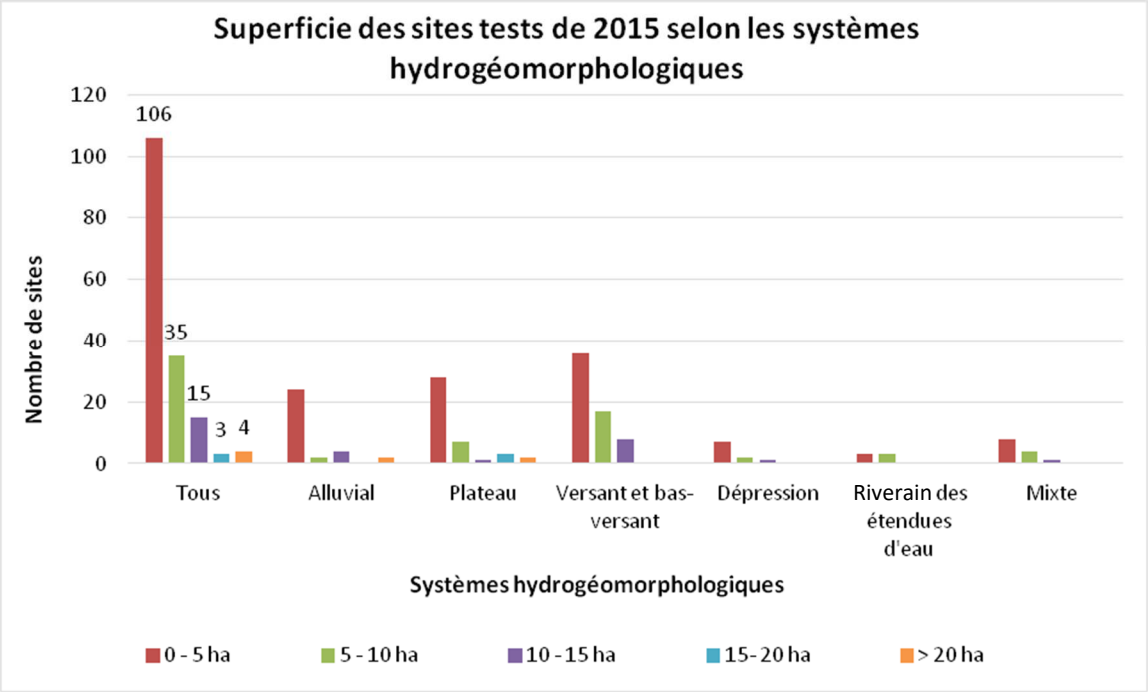
Annexe 2 : Superficie des sites tests de 2015 et de leurs zones contributives par système hydrogéomorphologique

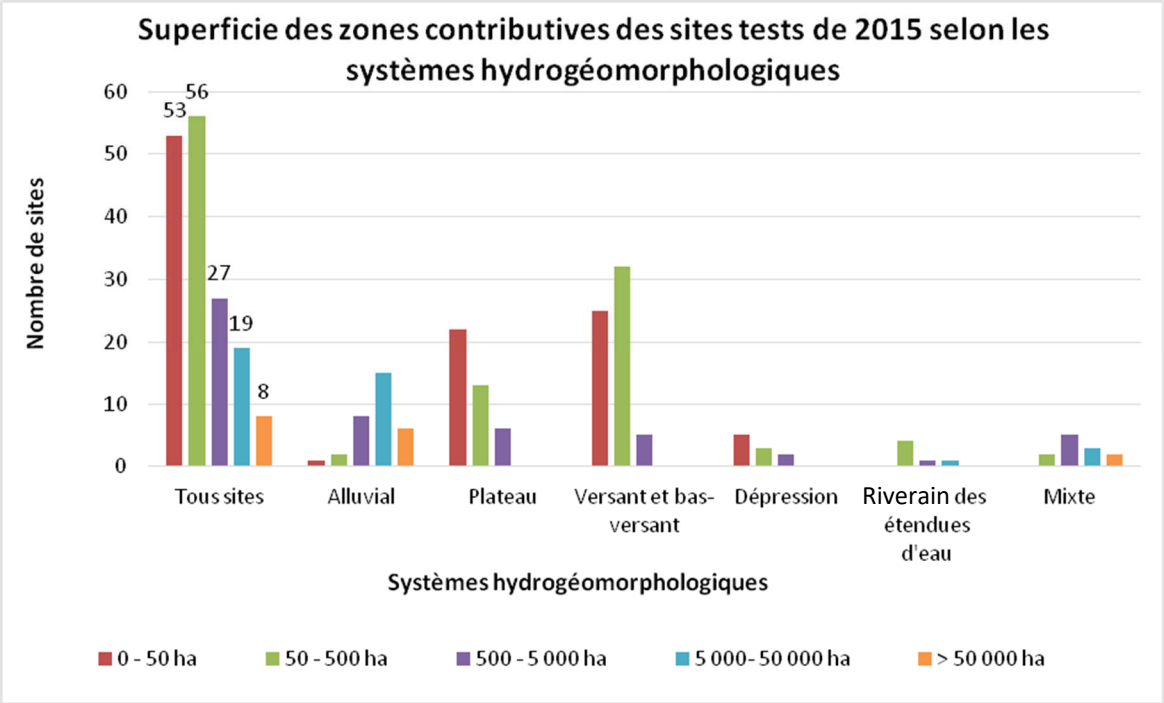
Tous les systèmes hydrogéomorphologiques sont représentés dans l'échantillon de sites tests de 2015. Les sites tests sont majoritairement des zones humides de « versant et bas-versant » (n = 61 sites), de « plateau » (n = 41 sites) ou « alluviaux » (n = 32 sites) (section IV.3.1., classification de Brinson 1993a et Brinson 1993b). Seuls quelques sites sont localisés dans des dépressions (n = 10 sites) et en bordure de plans d'eau (n = 6 sites). Des sites mixtes (par ex. alluvial/versant et bas-versant, alluvial/riverain des étendues d'eau ou versant et bas-versant/riverain des étendues d'eau) ont également été évalués. L'importance des zones humides de versant et bas-versant peut être liée à la stratégie d'échantillonnage à l'échelle du territoire. Le nombre de zones humides de versant et bas-versant est particulièrement important en région Rhône-Alpes (n = 29 sites/75 évalués), en région Midi-Pyrénées (n = 9/18 sites) et en région Lorraine (n = 6/16 sites). Ces régions comprennent des massifs montagneux tels que les Alpes, les Pyrénées ou les Vosges où les zones humides de versant et bas-versant sont vraisemblablement nombreuses.



La superficie (moyenne ± erreur standard) des sites tests de 2015 est de 5,41 ± 0,61 ha. La superficie moyenne des zones contributives est de 28 113 ± 15 637 ha et la superficie moyenne des paysages est de 424,4 ± 6,8 ha. L'altitude des sites tests est de 692 ± 59m. La superficie moyenne élevée des zones contributives est liée à l'existence de sites (n = 8) ayant une zone contributive de plus de 50 000 ha tandis que la majorité des sites (n = 109) ont des zones contributives d'une superficie inférieure à 500 ha. Les zones contributives les plus vastes sont mesurées pour les sites alluviaux tandis que les sites de plateau ou de versants et bas-versants ont des zones contributives de faible superficie. Les paysages des sites tests ont des superficies peu variables en lien avec leur définition (c'est-à-dire le paysage du site est constitué par une zone tampon dont le rayon est de 1 km autour de son périmètre qui inclut le site).

	Superficie du site (ha)	Superficie du paysage (ha)	Superficie de la zone contributive (ha)
Valeur minimale :	0,41	333,98	1,25
Valeur maximale :	80,67	1101,45	2447770,77
Premier quartile :	1,53	377,13	24,59
Médiane :	3,40	406,57	146,07
Troisième quartile :	6,50	450,00	925,55
Valeur moyenne :	5,41	424,44	28113,27
Écart-type :	7,81	87,45	199636,53
Erreur-standard :	0,61	6,85	15636,74





Annexe 3 : Méthodologie utilisée pour la typologie des sites en fonction de leurs caractéristiques ou des caractéristiques de leur environnement

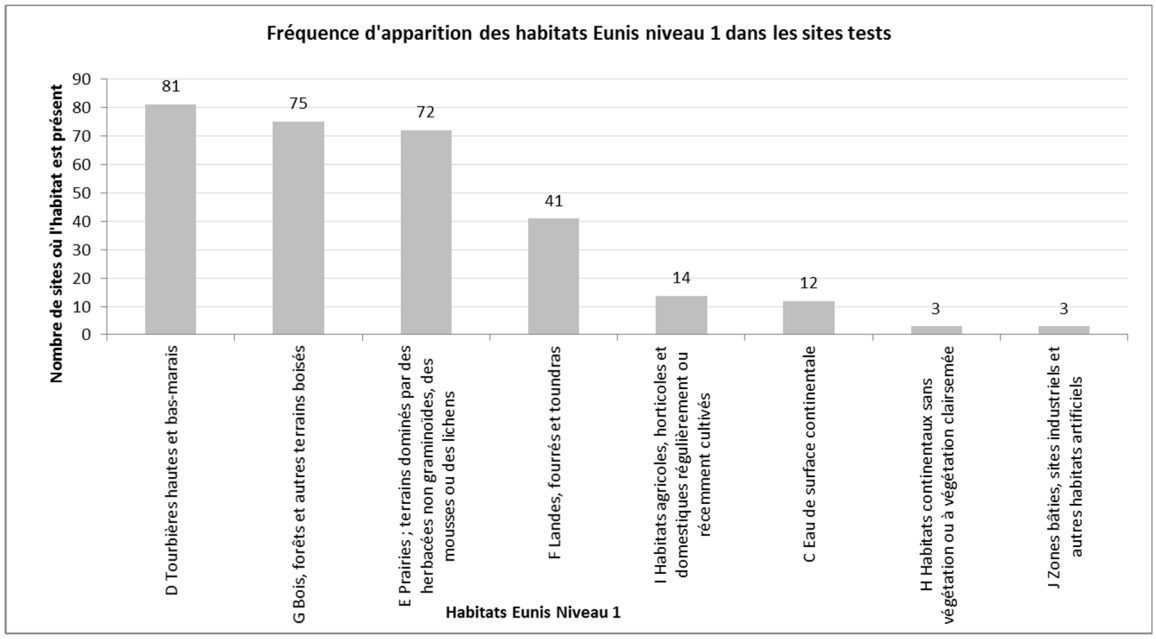
La typologie des sites (n individus) en fonction de leurs caractéristiques telles que les proportions des habitats EUNIS niveau 1 dans le site (p variables) est réalisée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) suivie d'une classification hiérarchique appliquée aux résultats de l'ACP et d'un partitionnement des sites en classes. Le logiciel R et le package « FactoMineR » ont été utilisés pour l'analyse de données (Husson *et al.* 2010).

L'ACP est une méthode descriptive qui permet de décrire le jeu de données (n individus, p variables) et de résumer l'information contenue dans le tableau de données, non directement interprétable. L'ACP permet également de réduire le tableau de données et le « bruit », préalablement à la CAH. L'ACP consiste à transformer les p variables d'origine, souvent liées entre elles, en nouvelles variables décorrélées les unes des autres, appelées composantes principales, ou axes factoriels. Le logiciel renvoie ainsi p composantes principales ordonnées par pourcentage d'information totale initiale restituée. Le résultat graphique de l'ACP est un plan factoriel défini par deux axes qui sont les deux composantes principales de l'analyse où sont représentés les variables et les individus. La fonction PCA permet de réaliser l'analyse en composantes principales.

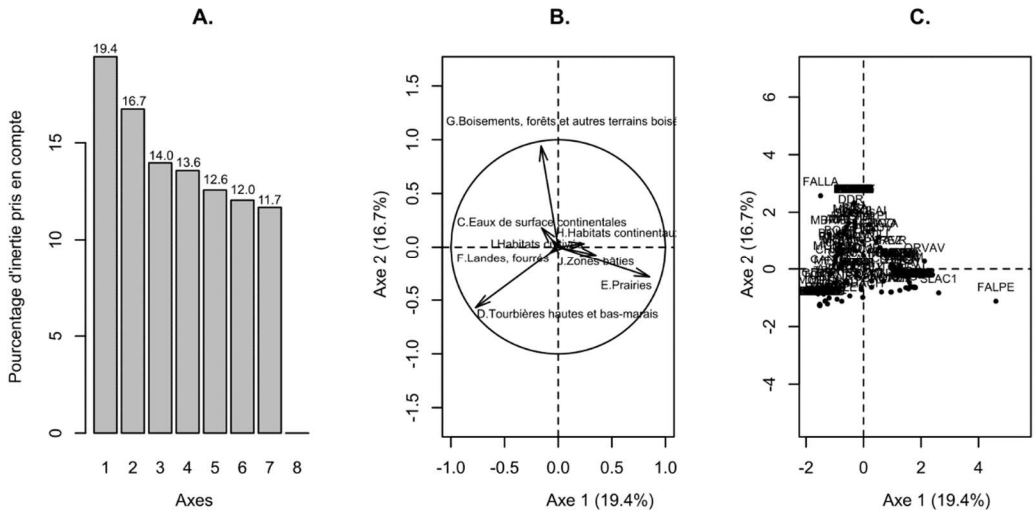
La CAH à partir d'une ACP est une méthode de classification statistique qui rassemble les individus selon un critère de ressemblance défini au préalable qui s'exprime sous la forme d'une matrice des distances entre les individus pris deux à deux. La partition et la CAH sont fondées sur la méthode de Ward (Husson *et al.* 2010). La CAH est dite « ascendante » car elle part des observations individuelles et « hiérarchique » car elle produit des classes de plus en plus vastes. Deux observations identiques auront une distance nulle. Plus les deux observations seront dissemblables, plus la distance sera importante. La CAH va ensuite rassembler les individus de manière itérative afin de produire un dendrogramme ou arbre de classification. En découpant cet arbre à une certaine hauteur choisie, on produira la partition désirée. Les classes peuvent ensuite être décrites par les p variables, les p axes factoriels ou les n individus. La fonction HCPC (Classification Hiérarchique sur Composantes Principales) permet de réaliser une classification non supervisée des individus et combine les facteurs principaux, la classification hiérarchique et le partitionnement pour mieux visualiser et mettre l'accent sur les similarités entre individus (Husson *et al.* 2010).

Annexe 4 : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 1 dans les sites tests

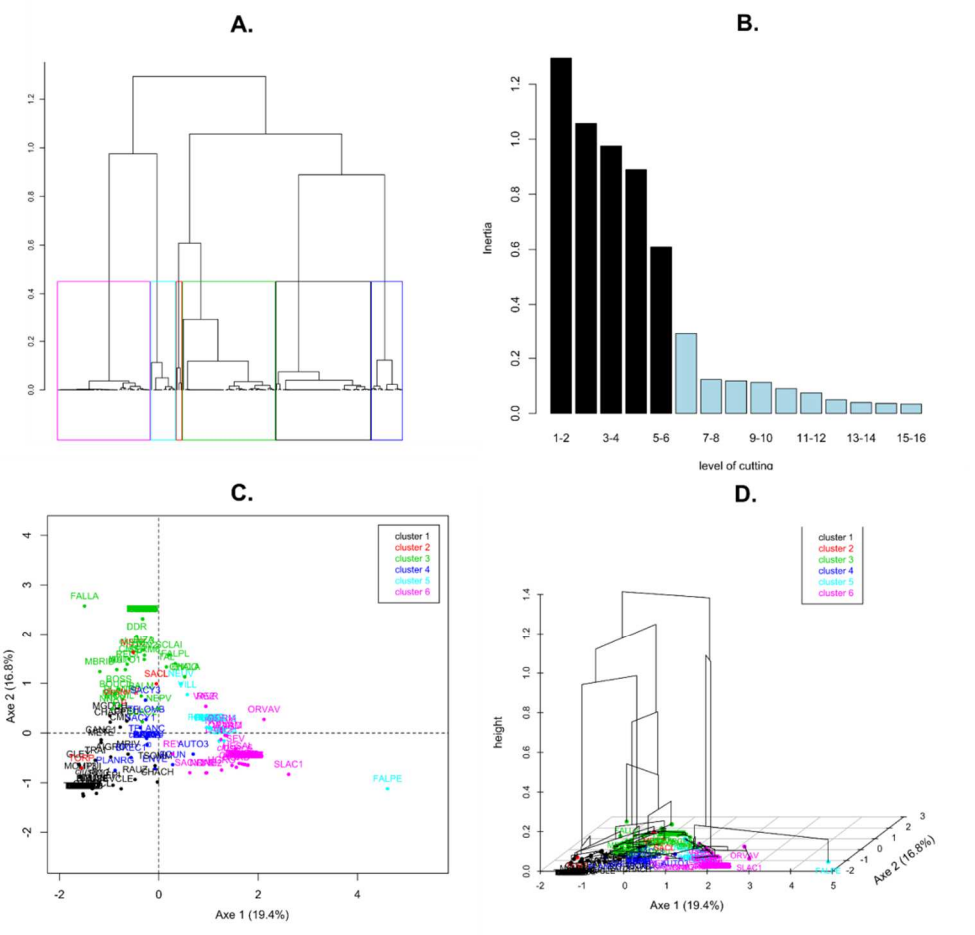
À l'exception des habitats marins (A) et côtiers (B), tous les habitats EUNIS niveau 1 sont représentés dans les sites tests de 2015. L'absence d'habitats marins et côtiers dans les sites tests est cohérente avec le champ d'application de la méthode puisque les milieux littoraux saumâtres et salés sont exclus de son champ d'application. La figure ci-dessous présente le nombre de sites où ont été observés les habitats EUNIS niveau 1. Les tourbières hautes et bas-marais (D), les bois, forêts et autres terrains boisés (G) et les prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, mousses ou des lichens (E) sont les plus représentés. Les habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés (I) et les zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels (J) ne sont présents que sur quelques sites. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1 présents à l'intérieur du site a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'Annexe 4.



La Figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les pourcentages d'information portés par chaque axe sont respectivement de 19, 17, 14, 14 et 13 % pour les cinq premières composantes principales. Les cinq premiers axes portent ainsi 76 % de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est positivement corrélé avec la proportion de prairies dans le site et négativement corrélé avec la proportion de tourbières. Le second axe est fortement corrélé avec la proportion de forêts et boisements et négativement corrélé avec la proportion de tourbières. Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et de caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 6 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 6 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 49 sites appartenant à la classe 1 sont majoritairement tourbeux ; les 44 sites appartenant à la classe 6 sont majoritairement prairiaux ; les 42 sites appartenant à la classe 3 sont majoritairement boisés. Les autres classes sont caractérisées par la présence d'habitats cultivés, d'habitats sans végétation ou de landes et fourrés. Les informations sur les systèmes HGM des sites tests et la typologie établie montrent que les sites de versant et bas-versant (n = 61) sont majoritairement tourbeux (41 %), prairiaux (20 %) et boisés (18 %). Les zones humides de plateau (n = 41) sont principalement des habitats prairiaux (34 %) ou boisés (24 %). Les zones humides alluviales (n = 32) sont également principalement des habitats prairiaux (44 %) et boisés (37,5 %). Les zones humides de dépression (n = 10) sont principalement des habitats tourbeux (60 %).

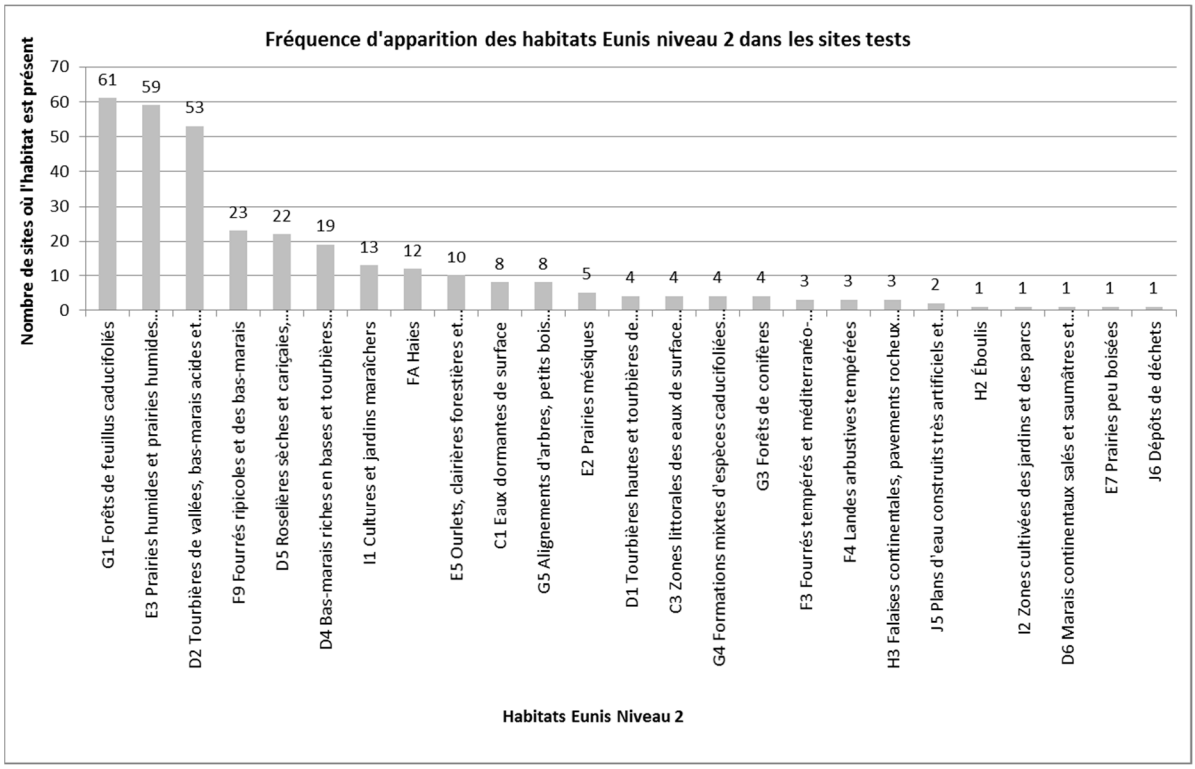
Habitat EUNIS niveau 1	**V-test**[61]	**Classe**		**Tous sites**		**p.value**[62]
		Moyenne	**Ecart-type**	**Moyenne**	**Ecart-type**	
Classe 1 (n = 49) – « Habitats tourbeux »						
D. Tourbières hautes et bas-marais	11,60	86,52	18,06	31,58	39,51	$3{,}93.10^{-31}$
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	-2,33	0,00	0,00	5,86	20,99	$1{,}98.10^{-2}$
G. Boisements, forêts et autres terrains boisés	-4,50	5,99	12,29	24,80	34,89	$6{,}81.10^{-6}$
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens	-5,29	3,90	10,19	28,60	38,97	$1{,}23.10^{-7}$
Classe 2 (n = 3) – « Présence d'habitats sans végétation »						
H. Habitats continentaux sans végétation ou à végétation clairsemée	11,84	18,37	7,18	0,34	2,65	$2{,}43.10^{-32}$
Classe 3 (n = 42) – « Habitats boisés »						
G. Boisements, forêts et autres terrains boisés	11,30	77,40	22,39	24,80	34,89	$1{,}26.10^{-29}$
C. Eau de surface continentale	2,13	2,44	10,62	0,83	5,67	$3{,}28.10^{-2}$
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	-2,09	0,00	0,00	5,86	20,99	$3{,}63.10^{-2}$
F. Landes, fourrés et toundras	-2,12	1,81	5,80	7,86	21,35	$3{,}37.10^{-2}$
D. Tourbières hautes et bas-marais	-3,61	12,57	16,75	31,58	39,51	$3{,}08.10^{-4}$
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens	-4,39	5,78	11,67	28,60	38,97	$1{,}13.10^{-5}$
Classe 4 (n = 13) – « Habitats dominés par les landes »						
F. Landes, fourrés et toundras	11,65	74,22	23,41	7,86	21,35	$2{,}41.10^{-31}$
G. Boisements, forêts et autres terrains boisés	-2,03	5,95	10,73	24,80	34,89	$4{,}29.10^{-2}$
Classe 5 (n = 12) – « Habitats agricoles cultivés »						
I. Habitats agricoles, horticoles et domestiques régulièrement ou récemment cultivés	12,05	76,33	23,58	5,86	20,99	$2{,}01.10^{-33}$
J. Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels	3,06	1,08	3,59	0,13	1,12	$2{,}24.10^{-3}$
D. Tourbières hautes et bas-marais	-2,87	0,00	0,00	31,58	39,51	$4{,}12.10^{-3}$
Classe 6 (n = 44) – « Habitats prairiaux »						
E. Prairies, terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses ou des lichens	11,90	88,52	14,80	28,60	38,97	$1{,}18.10^{-32}$
F. Landes, fourrés et toundras	-2,27	1,59	3,07	7,86	21,35	$2{,}31.10^{-2}$
G. Boisements, forêts et autres terrains boisés	-4,29	5,46	11,39	24,80	34,89	$1{,}78.10^{-5}$
D. Tourbières hautes et bas-marais	-5,55	3,24	8,48	31,58	39,51	$2{,}81.10^{-8}$

[61] V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

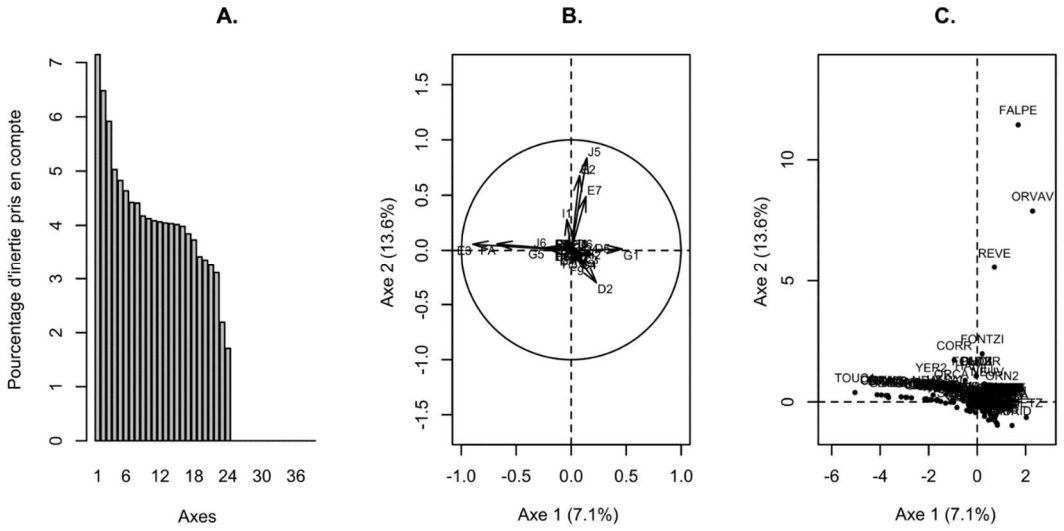
[62] Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe 5 : Description et typologie des habitats EUNIS niveau 2 dans les sites tests

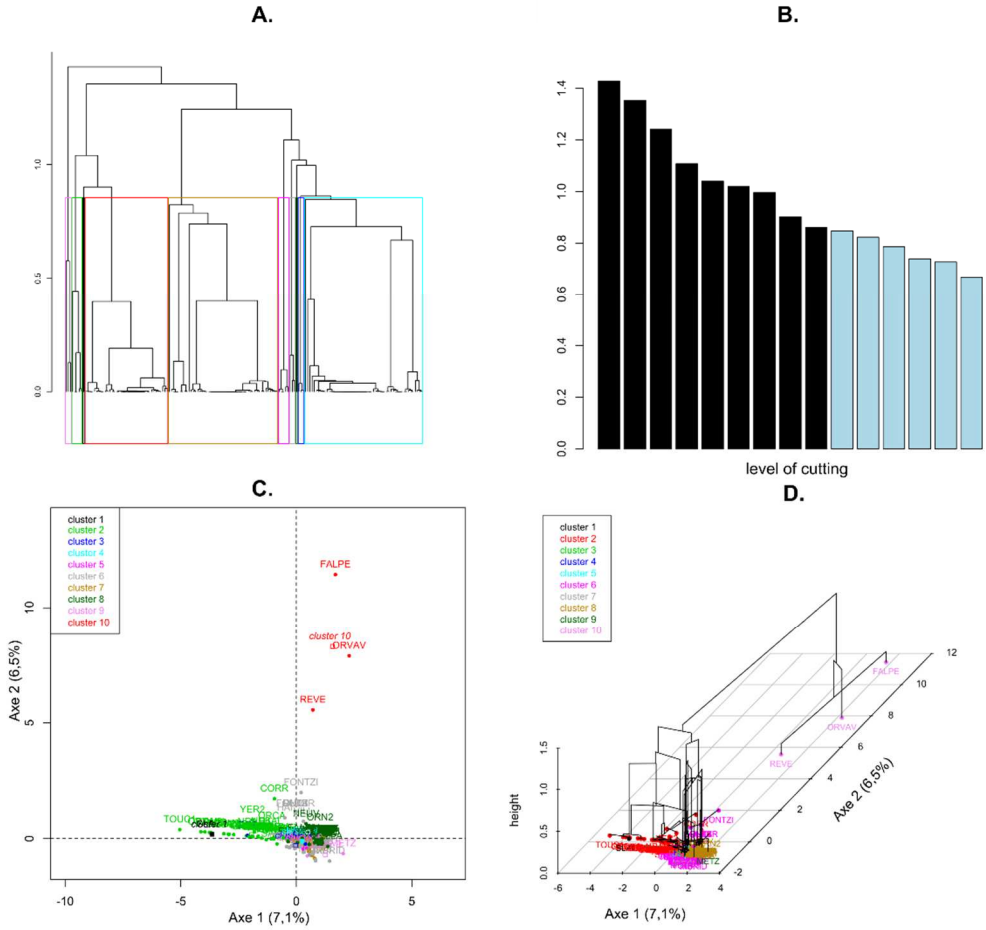
La figure ci-après présente le nombre de sites où ont été observés les différents habitats EUNIS niveau 2. Les forêts de feuillus caducifoliés (G1), les prairies humides et prairies humides saisonnières (E3) et les tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition (D2) sont les habitats les plus fréquemment observés dans les sites tests. Ces informations permettent de préciser celles présentées dans l'Annexe 5. Certains habitats tels que les pelouses sèches (E1), les pelouses alpines et subalpines (E4) ou encore les forêts de feuillus sempervirents n'ont pas été observés dans les sites tests de 2015. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 2 présents à l'intérieur du site a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'Annexe 4.



La figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les seize premiers axes portent ainsi 75 % de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est négativement corrélé avec la proportion de prairies humides et prairies humides saisonnières (E3). Le second axe est fortement corrélé avec la proportion de plans d'eau construits (J5) et de prairies mésiques (E2). Le troisième axe est fortement corrélé avec la proportion de tourbières de vallées (D2) et de forêts de feuillus (G1). Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 2. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 10 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 10 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 54 sites appartenant à la classe 6 abritent des tourbières de vallées, des bas-marais acides, des tourbières de transition ainsi que des fourrés ripicoles. Les 49 sites de la classe 8 abritent des forêts de feuillus caducifoliés. Les 40 sites de la classe 2 abritent des prairies humides. Cette typologie permet donc de préciser celle établie dans l'Annexe 5. Les informations sur les systèmes HGM des sites tests et la typologie établie montrent que les sites de versant et bas-versant (n = 61) sont majoritairement tourbeux (classe 6) dans 43 % des cas. Les zones humides de plateau (n = 41) sont principalement des habitats de prairies humides (21 %) ou boisés (21 %).

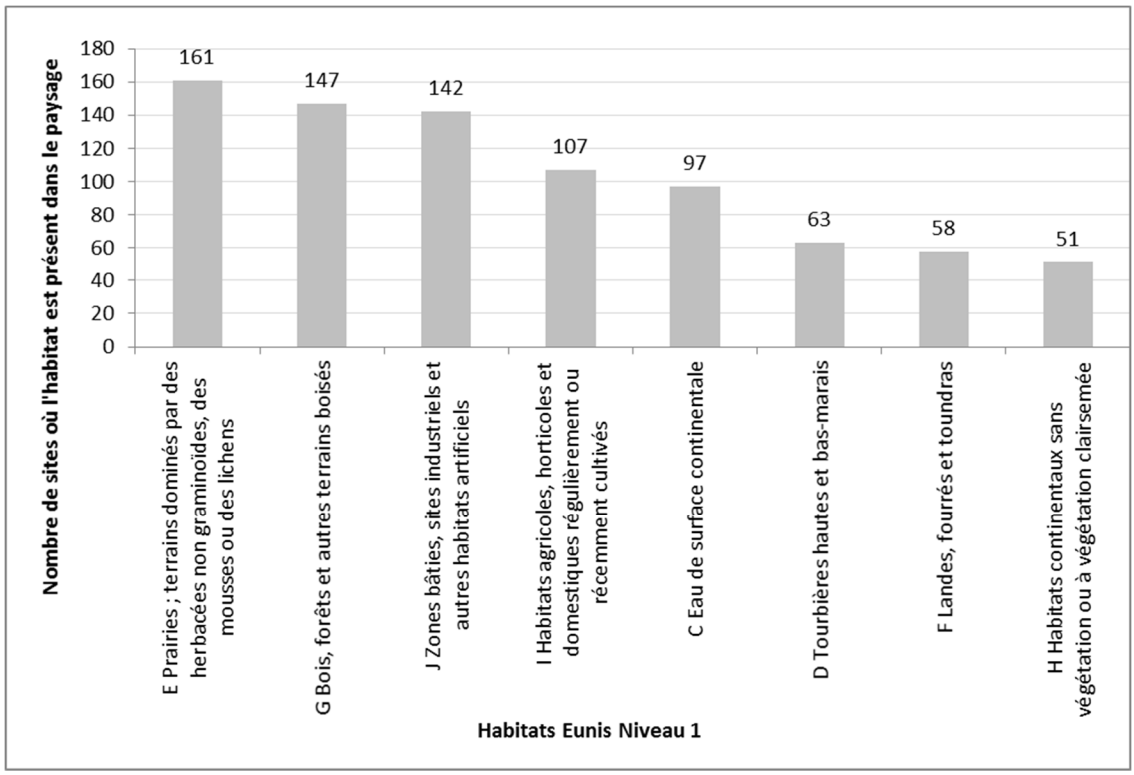
Habitats EUNIS niveau 2	V-test[63]	Classe		Tous sites		p.value[64]
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 1) – « Dépôts de déchets »						
J6. Dépôts de déchets	12,73	3,50	0,00	0,02	0,27	$4{,}14.10^{-37}$
Classe 2 (n = 40) – « Prairies humides »						
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	11,70	85,45	18,19	24,56	37,77	$1{,}24.10^{-31}$
FA. Haies	5,52	1,25	2,26	0,31	1,24	$3{,}33.10^{-8}$
G5. Alignements d'arbres	1,99	1,81	4,72	0,72	3,96	$4{,}64.10^{-2}$
F9. Fourrés ripicoles et des bas-marais	-2,12	0,25	1,56	5,07	16,52	$3{,}41.10^{-2}$
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	-3,86	1,91	6,47	21,27	36,45	$1{,}16.10^{-4}$
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	-3,93	3,13	9,15	21,96	34,76	$8{,}39.10^{-5}$
Classe 3 (n = 5) – « Ourlets et forêts de conifères »						
E5. Ourlets, clairières forestières et peuplements de grandes herbacées non graminoïdes	9,53	54,00	39,80	2,35	12,28	$1{,}65.10^{-21}$
G3. Forêts de conifères	7,48	27,40	33,99	1,09	7,96	$7{,}33.10^{-14}$
G5. Alignements d'arbres	4,16	8,00	16,00	0,72	3,96	$3{,}21.10^{-5}$
Classe 4 (n = 1) – « Zones cultivées des jardins et des parcs »						
I2. Zones cultivées des jardins et des parcs	12,73	100,00	0,00	0,61	7,81	$4{,}14.10^{-37}$
Classe 5 (n = 3) – « Tourbières hautes »						
D1. Tourbières hautes et tourbières de couverture	12,34	81,00	17,38	1,60	11,21	$5{,}47.10^{-35}$
Classe 6 (n = 54) – « Tourbières de vallées »						
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	9,54	60,09	40,87	21,27	36,45	$1{,}42.10^{-21}$
F9. Fourrés ripicoles et des bas-marais	4,51	13,39	26,23	5,07	16,52	$6{,}42.10^{-6}$
I1Cultures et jardins maraîchers	2,85	11,50	30,18	5,25	19,65	$4{,}36.10^{-3}$
FA. Haies	-2,22	0,00	0,00	0,31	1,24	$2{,}66.10^{-2}$
D5. Roselières sèches et cariçaies, normalement sans eau libre	-2,47	0,12	0,88	4,33	15,28	$1{,}37.10^{-2}$
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	-4,60	5,16	12,53	24,56	37,77	$4{,}23.10^{-6}$
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	-4,73	3,59	10,15	21,96	34,76	$2{,}21.10^{-6}$
Classe 7 (n = 5) – « Landes arbustives et formations mixtes d'espèces caducifoliés et de conifères »						
F4. Landes arbustives tempérées	9,63	52,96	45,11	1,62	12,08	$6{,}24.10^{-22}$
G4. Formations mixtes d'espèces caducifoliées et de conifères	9,25	31,24	28,44	1,04	7,40	$2{,}34.10^{-20}$
Classe 8 (n = 49) – « Forêts de feuillus caducifoliés »						
G1. Forêts de feuillus caducifoliés	10,04	63,80	34,76	21,96	34,76	$9{,}74.10^{-24}$
D5. Roselières sèches et cariçaies, normalement sans eau libre	4,99	13,46	25,35	4,33	15,28	$6{,}09.10^{-7}$
D4. Bas-marais riches en bases et tourbières des sources calcaires	4,38	12,90	27,40	4,35	16,30	$1{,}21.10^{-5}$
FA. Haies	-2,06	0,00	0,00	0,31	1,24	$3{,}89.10^{-2}$
D2. Tourbières de vallées, bas-marais acides et tourbières de transition	-4,78	0,41	2,22	21,27	36,45	$1{,}79.10^{-6}$
E3. Prairies humides et prairies humides saisonnières	-4,82	2,76	8,94	24,56	37,77	$1{,}46.10^{-6}$
Classe 9 (n = 2) – « Falaises continentales »						
H3. Falaises continentales, pavements rocheux et affleurements rocheux	9,29	17,05	11,05	0,31	2,56	$1{,}59.10^{-20}$
H2. Éboulis	8,97	2,50	2,50	0,03	0,39	$2{,}91.10^{-19}$
Classe 10 (n = 3) – « Prairies mésiques »						
E2. Prairies mésiques	9,49	53,00	41,04	1,35	9,48	$2{,}27.10^{-21}$
J5. Plans d'eau construits très artificiels et structures connexes	9,46	6,00	5,35	0,11	1,09	$3{,}16.10^{-21}$
E7. Prairies peu boisées	7,30	18,33	25,93	0,34	4,29	$2{,}81.10^{-13}$

[63] V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

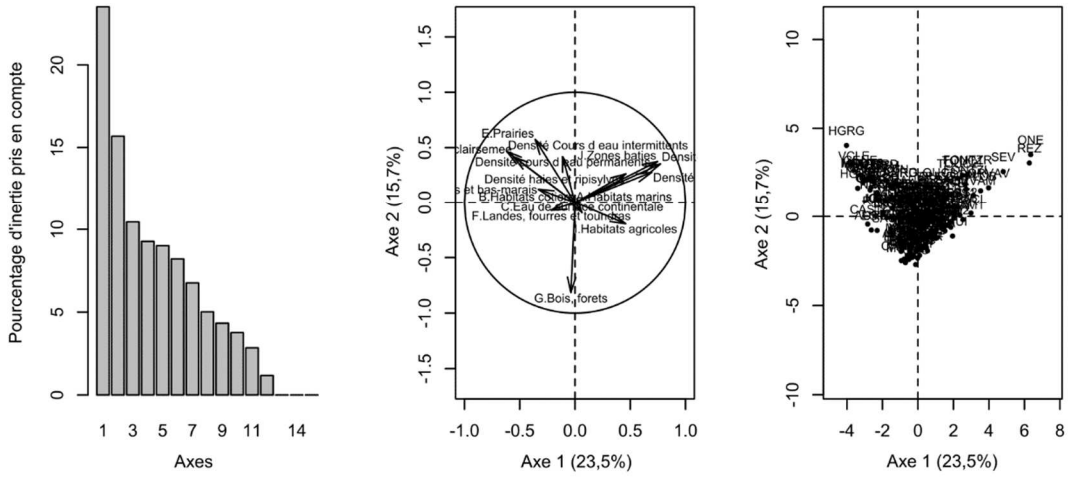
[64] Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe 6 : Description et typologie des sites tests en fonction des caractéristiques de leurs paysages

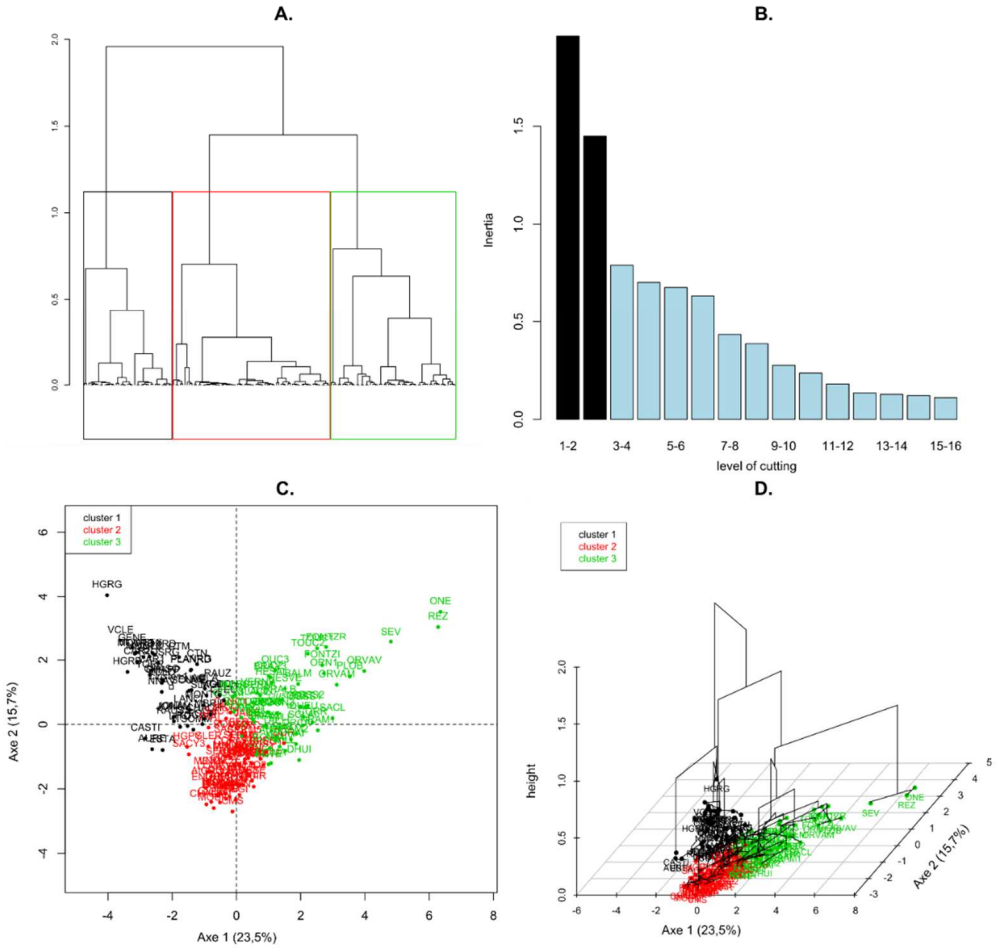
À l'exception des habitats marins (A) et côtiers (B), tous les habitats EUNIS niveau 1 sont représentés dans les paysage des sites tests de 2015. Les prairies, bois, zones bâties et habitats cultivés sont présents dans presque tous les paysages des sites tests (n = 163). La densité (moyenne ± erreur standard) des haies et ripisylves dans les paysages est de 0,016±0,002 km/ha. Les densités de petites et grandes infrastructures de transport sont respectivement de 0,027±0,002 km/ha et 0,003±0,000 km/ha. Les densités de cours d'eau intermittents et permanents sont de 0,009±0,001 km/ha. La typologie des sites en fonction de la proportion des habitats EUNIS niveau 1 ainsi que des densités de cours d'eau, d'infrastructures de transport et de haies et ripisylves dans leurs paysages a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'Annexe 4.



La figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les six premiers axes portent ainsi 76 % de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est positivement corrélé avec la proportion de zones bâties et la densité de petites infrastructures de transport dans le paysage. Le second axe est négativement corrélé avec la proportion de bois et forêts (G). Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-dessous présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes en fonction des caractéristiques de leurs paysages. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 3 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 3 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Les sites ont ainsi été divisés en 3 classes. Le tableau ci-après présente la description des classes par les variables. Les 62 sites appartenant à la classe 2 ont des paysages composés majoritairement du milieu **G** Bois, forêts et autres terrains boisés, présentant des faibles densités d'infrastructures de transport, de haies, de ripisylves. Tous les systèmes hydrogéomorphologiques sont représentés dans cette classe. Les 58 sites de la classe 3 ont des paysages avec une forte proportion d'habitats cultivés (I) et de zones bâties (J). Cette classe est également caractérisée par des densités d'infrastructures de transport, de haies et de ripisylves élevées. La majorité des zones humides alluviales (62,5 %) appartiennent à cette classe. Les 43 sites appartenant à la classe 1 ont des paysages ayant une forte proportion de prairies, d'habitats sans végétation ou à végétation clairsemée. Cette classe est également caractérisée par une forte densité de cours d'eau intermittents et une faible densité d'infrastructures de transport et de haies et ripisylves. Il s'agit majoritairement (53,5 %) de zones humides de versant et bas-versant.

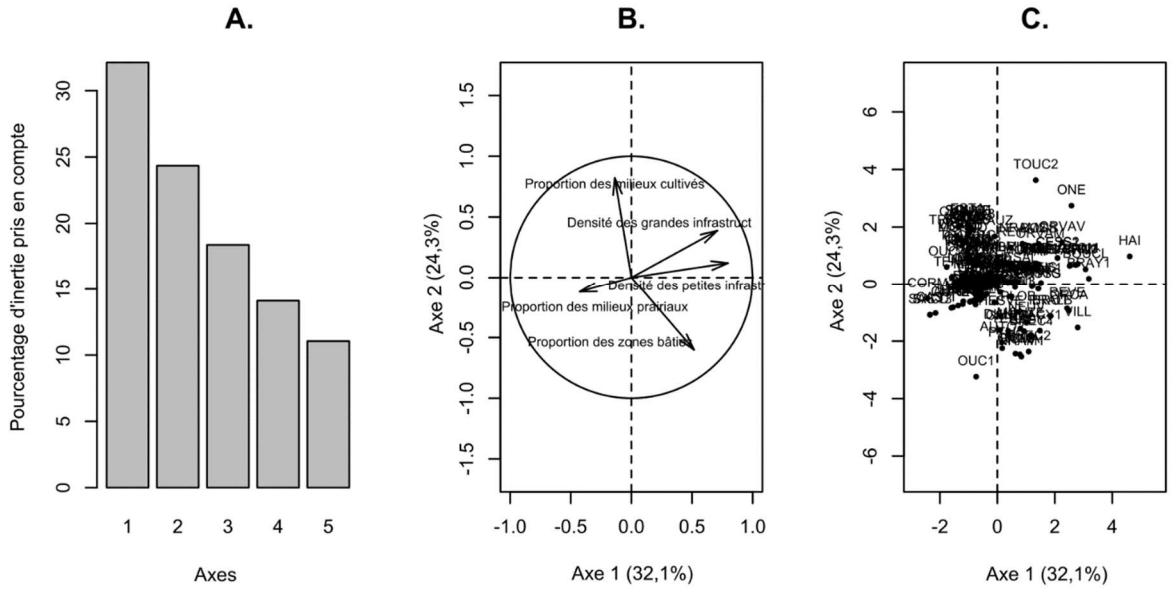
	V-test[65]	Classe		Tous sites		p-value[66]
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Classe 1 (n = 43) – Habitats sans végétation ou clairsemée et tourbières						
Densité de cours d'eau intermittents	8,59	0,02	0,01	0,01	0,01	$8{,}87.10^{-18}$
H Habitats sans végétation ou clairsemée	7,39	17,67	20,58	4,96	13,10	$1{,}42.10^{-13}$
E Prairies	7,05	55,03	24,94	31,82	25,07	$1{,}75.10^{-12}$
D Tourbières hautes et bas-marais	3,37	6,18	9,47	3,12	6,93	$7{,}60.10^{-4}$
F Landes fourrés et toundras	3,15	6,23	16,16	2,58	8,84	$1{,}65.10^{-3}$
J Zones bâties	-3,65	1,38	2,35	8,12	14,07	$2{,}60.10^{-4}$
Densité de haies et ripisylves	-4,08	0,01	0,01	0,02	0,02	$4{,}52.10^{-5}$
Densité de petites infrastructures de transport	-4,08	0,01	0,01	0,03	0,02	$4.41.10^{-5}$
Densité de grandes infrastructures de transport	-4,14	0,00	0,00	0,00	0,01	$3{,}52.10^{-5}$
G Bois forets	-5,45	9,92	11,91	27,57	24,69	$5{,}17.10^{-8}$
I Habitats agricoles	-5,46	2,12	5,62	18,42	22,76	$4{,}79.10^{-8}$
Classe 2 (n = 62) – Bois et forêts						
G Bois forets	9,74	51,69	20,93	27,57	24,69	$1{,}96.10^{-22}$
C Eau de surface continentale	3,16	6,07	12,72	3,41	8,40	$1{,}56.10^{-3}$
Densité de petites infrastructures de transport	-2,38	0,02	0,01	0,03	0,02	$1{,}71.10^{-2}$
J Zones bâties	-3,07	3,79	4,02	8,12	14,07	$2{,}14.10^{-3}$
Densité de haies et ripisylves	-3,16	0,01	0,01	0,02	0,02	$1{,}55.10^{-3}$
H Habitats sans végétation ou clairsemée	-3,19	0,77	2,20	4,96	13,10	$1{,}42.10^{-3}$
Densité de cours d'eau intermittents	-4,17	0,01	0,00	0,01	0,01	$3{,}05.10^{-5}$
Densité de grandes infrastructures de transport	-4,44	0,00	0,00	0,00	0,01	$8{,}86.10^{-6}$
E Prairies	-5,38	18,31	13,05	31,82	25,07	$7{,}63.10^{-8}$
Classe 3 (n = 58) – Zones bâties et habitats cultivés						
Densité de grandes infrastructures de transport	8,31	0,01	0,01	0,00	0,01	$9{,}26.10^{-17}$
Densité de haies et ripisylves	6,96	0,03	0,03	0,02	0,02	$3{,}31.10^{-12}$
I Habitats agricoles	6,51	34,08	26,21	18,42	22,76	$7{,}74.10^{-11}$
J Zones bâties	6,47	17,75	19,71	8,12	14,07	$9{,}49.10^{-11}$
Densité de petites infrastructures de transport	6,18	0,04	0,03	0,03	0,02	$6{,}52.10^{-10}$
D Tourbières hautes et bas-marais	-3,10	0,85	2,60	3,12	6,93	$1{,}92.10^{-3}$
H Habitats sans végétation ou clairsemée	-3,57	0,01	0,09	4,96	13,10	$3{,}55.10^{-4}$
Densité de cours d'eau intermittents	-3,68	0,01	0,00	0,01	0,01	$2{,}36.10^{-4}$
G Bois et forets	-4,87	14,86	11,19	27,57	24,69	$1{,}13.10^{-6}$

[65] V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

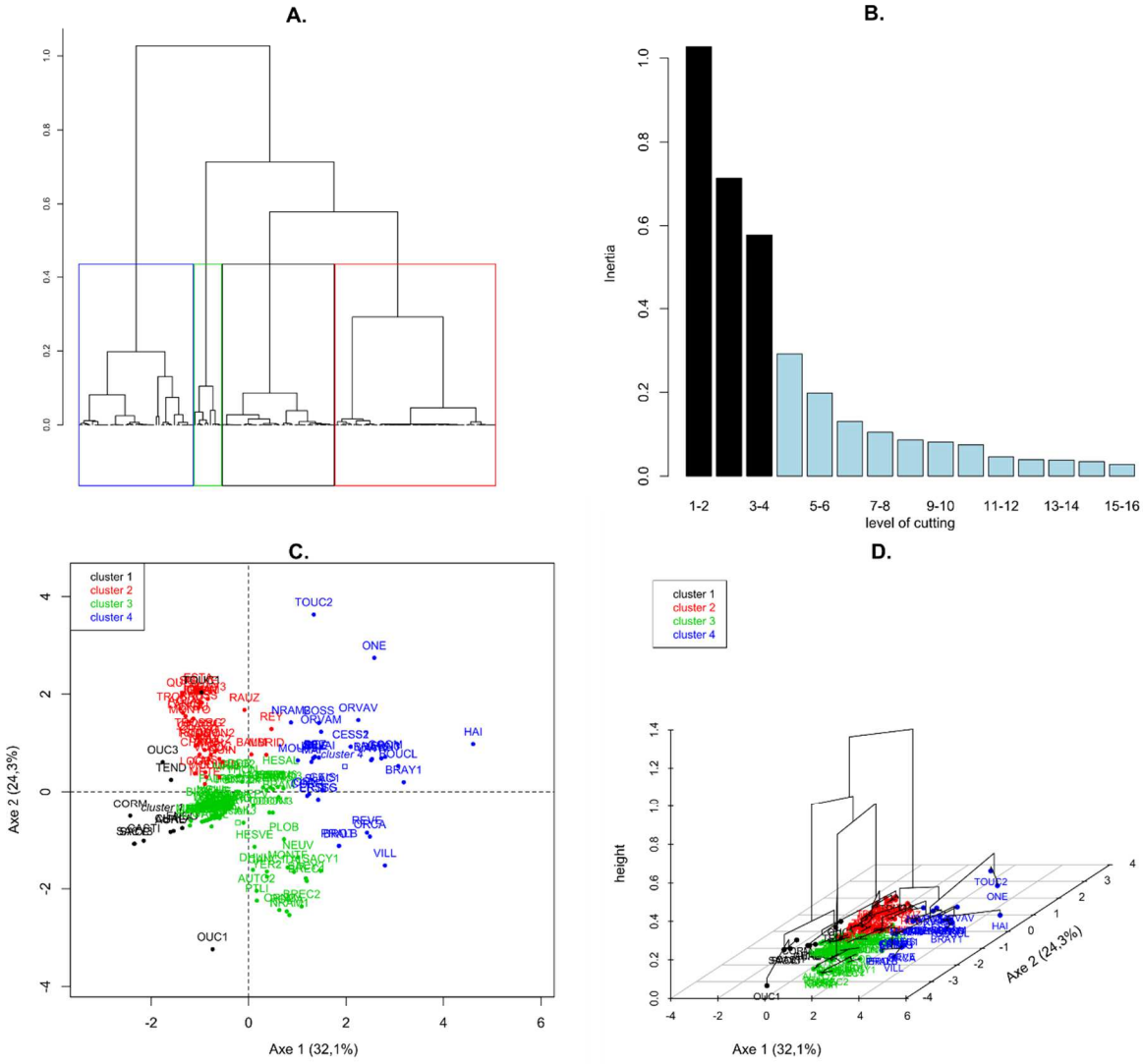
[66] Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

Annexe 7 : Description et typologie des sites tests en fonction de l'occupation du sol de leurs zones contributives

Dans les zones contributives des sites tests de 2015, la proportion (moyenne ± erreur standard) des surfaces agricoles cultivées est de 17,35 ± 1,99 %. La proportion des prairies est de 25,97 ± 1,99 et la proportion de zones bâties est de 0,65 ± 0,08 %. Les densités de grandes et petites infrastructures de transport sont de 0,002 ± 0,001 km/ha et 0,019 ± 0,001 km/ha respectivement. La typologie des sites en fonction de l'occupation du sol de leur zone contributive a été construite par ACP/CAH comme décrit dans l'Annexe 4. La figure ci-après présente les résultats de l'ACP. Le diagramme (A) présente le pourcentage d'information porté par chaque axe de l'ACP. Les trois premiers axes portent ainsi 75 % de l'information et ont été conservés pour le reste de l'analyse. Le diagramme des variables (B) présente les corrélations entre variables et axes. Le premier axe est positivement corrélé avec la densité des petites et grandes infrastructures de transport. Le second axe est fortement corrélé avec la proportion des surfaces cultivées. Le diagramme des individus (C) présente les relations entre individus et axes factoriels. Il est difficile de conclure quant aux similarités entre individus sur le seul plan factoriel (1,2). Le dendrogramme issu de la CAH et le partitionnement en classes permettent de visualiser et caractériser les similarités entre sites.



La figure et le tableau ci-après présentent les résultats de la CAH et du partitionnement des sites tests en classes. Le diagramme A présente l'arbre hiérarchique où les 4 classes sont matérialisées par des rectangles de couleur. Le niveau de coupure « optimal » en 4 classes est proposé sur la base d'une partition ayant la plus grande perte relative d'inertie (diagramme B). Le diagramme C présente le plan factoriel (1,2) où les sites sont coloriés en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. Le diagramme D est une représentation en 3 dimensions de l'arbre hiérarchique sur le premier plan factoriel.



Les sites ont ainsi été divisés en 4 classes. Le tableau ci-dessous présente la description des classes par les variables. Les 82 sites appartenant à la classe 3 sont caractérisés par une faible proportion de surfaces agricoles cultivées (moins de 10 % en moyenne), une proportion relativement élevée de zones bâties (21,5 % en moyenne) et une faible densité des infrastructures de transport. Ces sites ont vraisemblablement une part importante de forêts ou d'autres habitats non agricoles et peu artificialisés, hypothèse qui ne peut être validée étant donné que la superficie de ces habitats dans la zone contributive n'est pas mesurée dans le cadre de la méthode. Les 36 sites appartenant à la classe 2 sont caractérisés par une forte proportion d'habitats cultivés (65 % en moyenne) et une faible densité des infrastructures de transport. Les 34 sites appartenant à la classe 4 ont des zones contributives avec une forte proportion de zones bâties (26 %) et une densité importante d'infrastructures de transport. Les 11 sites appartenant à la classe 1 sont dominés par les surfaces agricoles prairiales.

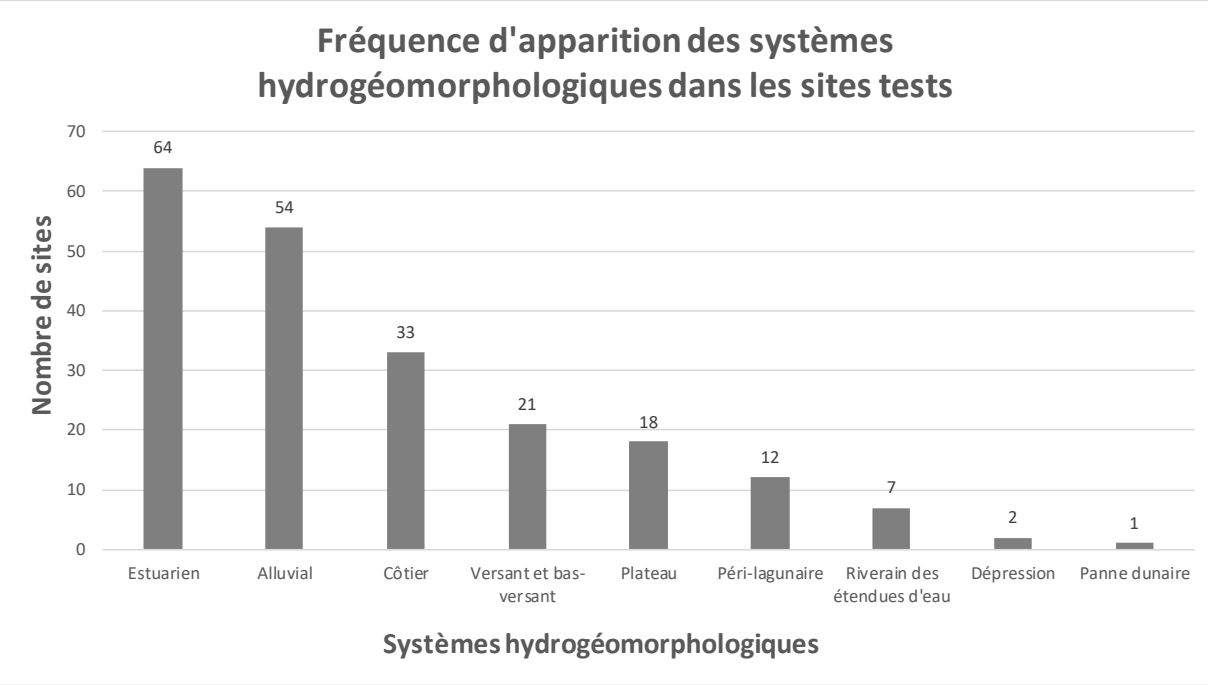
	V-test[67]	**Classe**		**Tous sites**		**p-value**[68]
		Moyenne	**Ecart-type**	**Moyenne**	**Ecart-type**	
Classe 1 (n = 11) – « Surfaces agricoles prairiales »						
Proportion des surfaces agricoles prairiales	11,03	74,23	22,54	10,64	19,73	$2{,}61.10^{-28}$
Classe 2 (n = 36) – « Surfaces agricoles cultivées et faible densité des infrastructures de transport »						
Proportion des surfaces agricoles cultivées	9,25	64,75	22,83	25,97	28,42	$2{,}34.10^{-20}$
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	-2,47	2,70E-04	9,03E-04	1,62E-03	3,69E-03	$1{,}35.10^{-2}$
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	-3,10	1,99E-01	3,87E-01	6,48E-01	9,83E-01	$1{,}96.10^{-3}$
Proportion des zones bâties	-4,26	1,46	4,43	17,35	25,29	$2{,}07.10^{-5}$
Classe 3 (n = 82) – « Faible proportion des surfaces agricoles cultivées »						
Proportion des zones bâties	2,12	21,53	29,22	17,35	25,29	$3{,}43.10^{-2}$
Proportion des surfaces agricoles prairiales	-3,12	5,83	7,82	10,64	19,73	$1{,}83.10^{-3}$
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	-4,32	3,16E-01	4,83E-01	6,48E-01	9,83E-01	$1{,}59.10^{-5}$
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	-4,92	1,97E-04	6,10E-04	1,62E-03	3,69E-03	$8{,}44.10^{-7}$
Proportion des surfaces agricoles cultivées	-7,35	9,66	12,70	25,97	28,42	$2{,}00.10^{-13}$
Classe 4 (n = 34) – « Zones bâties et densité importante des infrastructures de transport »						
Densité des petites infrastructures de transport (km/ha)	9,51	6,98E-03	5,20E-03	1,62E-03	3,69E-03	$1{,}92.10^{-21}$
Densité des grandes infrastructures de transport (km/ha)	9,50	2,08E+00	1,11E+00	6,48E-01	9,83E-01	$2{,}13.10^{-21}$
Proportion des zones bâties	2,27	26,12	17,88	17,35	25,29	$2{,}34.10^{-2}$
Proportion des surfaces agricoles prairiales	-2,07	4,39	9,42	10,64	19,73	$3{,}85.10^{-2}$

[67] V-test : la valeur test correspond à l'écart entre la moyenne dans la classe et la moyenne générale exprimée en nombre d'écart-types. Plus la valeur absolue de V-test est grande, plus la variable p caractérise la classe.

[68] Une valeur de test (Fischer) est calculée pour chaque classe et chaque variable. Plus ce test est significatif, plus la classe considérée et la variable sont liées.

<u>Annexe 8 :</u> Description et typologie des systèmes hydrogéomorphologiques et des habitats EUNIS niveau 3 dans les sites tests des prototypes de 2017 et 2018

Les tests des prototypes 2017 et 2018 précédant la parution de la version 2 de la méthode ont été majoritairement réalisés sur des sites avec des systèmes hydrogéomorphologiques estuariens et alluviaux (Figure ci-après). Sur le littoral marin, des contextes écologiques et d'anthropisation variés ont été rencontrés par ex. espaces urbains, secteurs portuaires, polders agricoles, centres touristiques, secteur mixte urbain-espaces protégés pour la biodiversité. Des contextes écologiques et d'anthropisation variés ont également pu être rencontrés sur le continent, par ex. espaces urbains de grande agglomération, secteur autoroutier avec activités industrielles, zones de montagne avec stations de ski, espaces protégés pour la biodiversité.

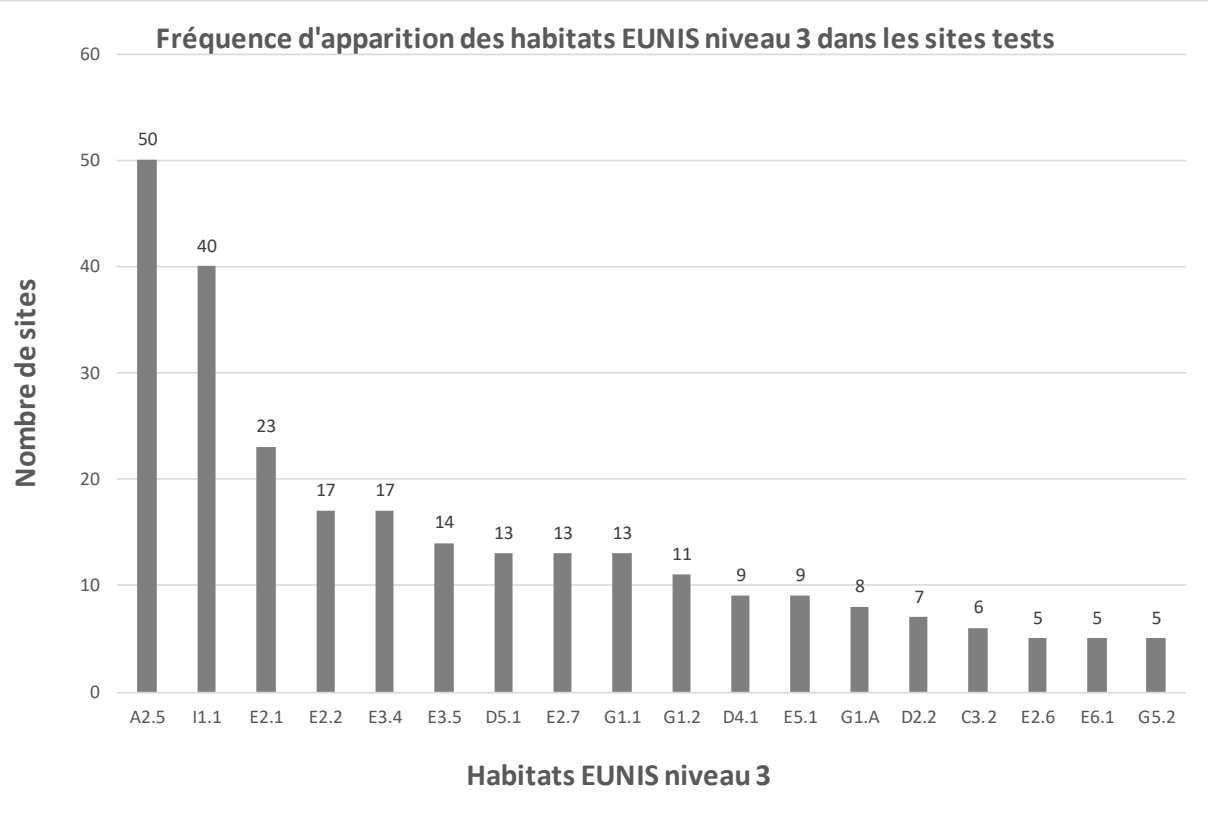


Les habitats les plus fréquemment échantillonnés sont les marais salés côtiers et roselières salines (**A2.5** selon EUNIS). Parmi ceux-ci, par fréquence décroissante ont été observées : les roselières, jonchaies et cariçaies salines et saumâtres de la partie moyenne à supérieure des marais salés (A2.53), la partie inférieure à moyenne des marais salés (A2.54) et la partie supérieure des marais salés (A2.52).

Ces habitats sont suivis par des monocultures intensives (I1.1), des pâturages permanents mésotrophes et prairies de post-pâturage (E2.1), des prairies de fauche de basse et moyenne altitudes (E2.2), des prairies eutrophes et mésotrophes humides ou mouilleuses (E3.4) et des prairies oligotrophes humides ou mouilleuses (E3.5). Les tests ont également porté sur d'autres prairies ; terrains dominés par des herbacées non graminoïdes, des mousses et des lichens (E), des zones littorales des eaux de surface continentales (C3), des forêts de feuillus caducifoliés (G1, des alignements d'arbres, petits bois anthropiques, boisements récemment abattus, stades initiaux de boisement et taillis (G5), des tourbières hautes et bas-marais (D)… (Figure ci-après).

Des habitats avec une artificialité extrême ont également été échantillonnés. Il s'agit de remblais imperméabilisés, de remblais avec une prolifération d'espèces associées à des invasions biologiques, de délaissés routiers, de friches industrielles et portuaires, de routes... Parmi les sites tests

en 2018, des espèces végétales associées à des invasions biologiques ont été détectées sur 23 sites. Le plus souvent, ces formations étaient présentes sur sites sur lesquels des actions écologiques ont été simulées (c'est-à-dire des sites de compensation avant action écologique).

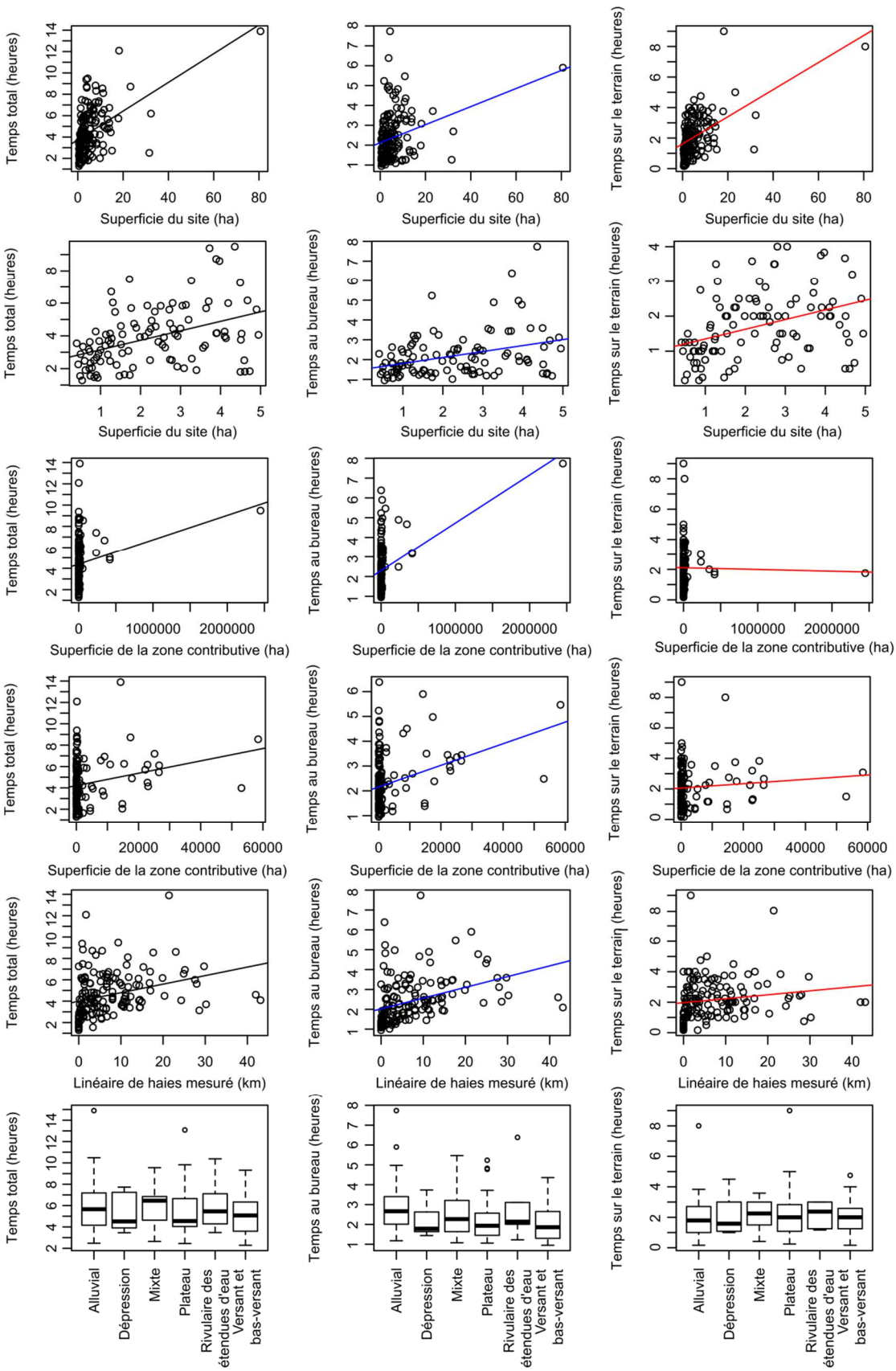


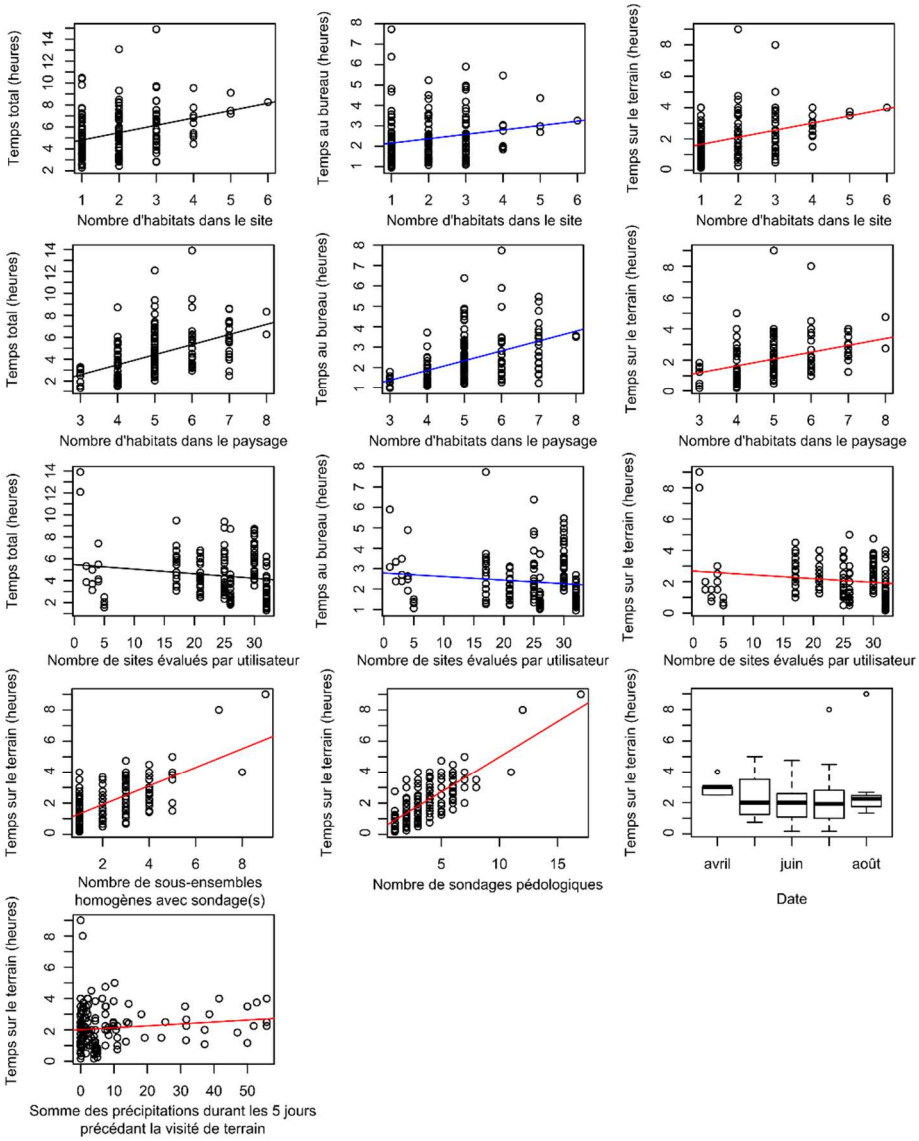
Seuls les habitats avec une fréquence absolue d'apparition supérieure ou égale à 5 sont représentés sur cette figure.

Annexe 9 : Réflexion pour le choix des échelles (extrait de Clair *et al.* 2005 d'après la contribution à l'élaboration d'une méthodologie de cartographie des habitats naturels et des espèces végétales dans les sites Natura 2000, 2004, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux)

Échelle de terrain	Surface minimale cartographiable (25 mm² sur la carte)	Avantages	Inconvénients
1/25 000	15 625 m²	+ vision synthétique de la zone traitée permettant la mise en œuvre de politiques globales + échelle très répandue (carte IGN…)	- faible précision quant à la description (typologie) et la localisation des habitats - induit une multiplication des complexes d'habitats - inadapté à la gestion des habitats - inadapté pour le suivi des habitats
1/10 000	2 500 m²	+ permet de restituer une typologie plus précise que pour le 1/25 000 + satisfaisant pour la cartographie d'unités homogènes de végétation (forêts, landes d'altitude) + permet une meilleure adéquation avec les problèmes de gestion et de suivi des habitats	- vision partielle du parcellaire du territoire - faible précision pour la localisation des habitats (inadapté pour les végétations linéaires et très imbriquées) - induit une multiplication des complexes d'habitats - nécessite, pour être pertinente, l'acquisition d'une couverture aérienne précise - non optimal pour le suivi des habitats
1/5 000	625 m²	+ permet de restituer une typologie précise jusqu'au niveau de l'association ou de l'alliance phytosociologique + précision satisfaisante pour la localisation de la majorité des habitats + vision presque complète du parcellaire du territoire + bonne adéquation avec les problèmes de gestion pour la majorité des végétations cartographiées	- contraintes de temps de terrain et de traitement des données - inadapté pour les sites linéaires ou très parcellisés et pour les végétations très imbriquées (vallons forestiers, versants en terrasses, tourbières, pré bois, affleurements rocheux…) - nécessite l'acquisition d'une couverture aérienne très précise
1/2 500 et plus (par ex. 1/2 000)	156 m² (100 m²)	+ permet de restituer une typologie précise jusqu'au niveau de l'association dans la majorité des cas + très bonne précision pour la localisation des habitats + vision infra-parcellaire + optimal pour la gestion et le suivi des sites	- contraintes de temps de terrain et de traitement des données - nécessite l'acquisition d'une couverture aérienne très précise

Annexe 10 : Influence de différents facteurs sur le temps passé à appliquer le prototype de méthode 2015




Temps total (heures)
Nombre d'habitats dans le site
Temps au bureau (heures)
Nombre d'habitats dans le site
Temps sur le terrain (heures)
Nombre d'habitats dans le site
Temps total (heures)
Nombre d'habitats dans le paysage
Temps au bureau (heures)
Nombre d'habitats dans le paysage
Temps sur le terrain (heures)
Nombre d'habitats dans le paysage
Temps total (heures)
Nombre de sites évalués par utilisateur
Temps au bureau (heures)
Nombre de sites évalués par utilisateur
Temps sur le terrain (heures)
Nombre de sites évalués par utilisateur
Temps sur le terrain (heures)
Nombre de sous-ensembles homogènes avec sondage(s)
Temps sur le terrain (heures)
Nombre de sondages pédologiques
Temps sur le terrain (heures)
avril
juin
août
Date
Temps sur le terrain (heures)
Somme des précipitations durant les 5 jours précédant la visité de terrain

Bibliographie

A

Acreman, M. 2000. L'hydrologie des zones humides : 110.

Acreman, M.C. *et al.* 2003. Hydrological impacts of floodplain restoration: a case study of the River Cherwell, UK. Hydrology and earth System Sciences. 7(1) : 75-85.

Acreman, M. C. *et al*. 2007. Hydrological science and wetland restoration : some case studies from Europe. Hydrol. Earth Syst. Sci. 11 : 158–169.

Acreman, M.C. et Holden, J. 2013. How wetlands affect floods. Wetlands. 33 : 773-786.

Adamus, P. R. *et al*. 1983. A method for wetland functional assessment: volume 1 critical review and evaluation concepts.

Adamus, P. R. *et al*. 1991. Wetlands Evaluation Technique (WET). Volume 1 : Literature Review and Evaluation Rationale.

Agence de l'eau RM&C 2007. Délimitation de l'espace de zones humides par fonction qualifiée et par type de milieux : 230.

Agence de l'eau. 2002. Guide technique des Agences de l'Eau « Les zones humides et la ressource en eau ».

Allen J. R. L. 1984. Sedimentary structures, volume 11. Elsevier, Amsterdam.

Allen, P.M. *et al.* 1994. Downstream channel geometry for use in planning-level models. Journal of the American Water Resources Association. 30(4) : 663–671.

Ames, D.P. *et al.* 2009. Estimation of stream channel geometry in Idaho using GIS-derived watershed characteristics. Environmental Modelling & Software. 24(3) : 444-448.

Armstrong, A. et Rose, S. 1999. Ditch water levels manages for environmental aims : effects on field soil water regimes. Hydrol. Earth Syst. Sci. 3 : 385–394.

Ashraf M. et Harris P. 2004. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. Plant Sci., 166: 3-6.

Aspinall, R. et Pearson, D. 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments : Linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. J. Environ. Manage. 59 : 299–319.

Attum, O. *et al*. 2008. Wetland complexes and upland–wetland linkages : landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. J. Zool. 275 : 245–251.

Aubert, G. 1983. Observations sur les caractéristiques, la dénomination et la classification des sols salés ou salsodiques. Cah ORSTOM Sér. Pédol 20, 73–78.

B

Bachand, P. A. et Horne, A. J. 1999. Denitrification in constructed free-water surface wetlands : II. Effects of vegetation and temperature. Ecol. Eng. 14 : 17–32.

Baird, A. J. *et al*. 1995. Hydrological investigations of soil water and groundwater processes in wetlands. Hydrol. Hydrochem. Br. Wetl. : 111–129.

Baize, D. 2000. Guide des analyses en pédologie. Éditions Quae.

Baize, D. et Jabiol, B. 1995. Guide pour la description des sols. Éditions Quae.

Baize, D. et Girard, M.-C. 2009. Référentiel pédologique 2008. Éditions Quae.

Bajjouk *et al*. 2015a. Classification EUNIS, Système d'information européen sur la nature : Traduction française des habitats benthiques des Régions Atlantique et Méditerranée. Vol. 1. Habitats Littoraux. Réf. IFREMER/DYNECO/AG/15-02/TB1, 231p.

Bajjouk *et al*. 2015b. Classification EUNIS, Système d'information européen sur la nature : Traduction française des habitats benthiques des Régions Atlantique et Méditerranée. Vol. 2. Habitats subtidaux & complexes d'habitats. Réf. IFREMER/DYNECO/AG/15-02/TB2, 237p.

Baker, L. A. 1992. Introduction to nonpoint source pollution in the United States and prospects for wetland use. Ecol. Eng. 1 : 1–26.

Baptist, F. 2008. Impact de la durée d'enneigement sur les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes alpins.

Barbault, R. 2000. Écologie générale Structure et fonctionnement de la biosphère.

Bardat, J. *et al*. 2004. Prodrome des végétations de France. Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 171 p. Patrim. Nat.

Barnaud, G. et Fustec, E. 2007. Conserver les milieux humides : pourquoi ? comment ? Educagri éditions.

Bartlett, K. et Harris, R. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. Chemosphere : 261–320.

Bartoldus, C. C. 1994. EPW : A procedure for the functional assessment of planned wetlands. Water. Air. Soil Pollut. 77 : 533–541.

Battisti, C. et Fanelli, G. 2016. Applying indicators of disturbance from plant ecology to vertebrates : The hemeroby of bird species. Ecol. Indic. 61 : 279-285.

Benhamou, C. *et al*. 2013. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. Agricultural Water Management. 121 : 62-72.

Beier, P. et Noss, R. F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity ? Conserv. Biol. 12 : 1241–1252.

Bendjoudi, H. et Hubert, P. 2002. Le coefficient de compacité de Gravelius : analyse critique d'un indice de forme des bassins versants. Hydrological Sciences – Journal des sciences hydrologiques. 47(6) : 921-930.

Bengtsson, G., Bergwall, C. 1995. Heterotrophic denitrification potential as an adaptive response in groundwater bacteria. FEMS Microbiol. Ecol. 16, 307–317.

Bender, D. J. *et al*. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. Landsc. Ecol. 18 : 17–39.

Biester, H. *et al*. 2014. Comparison of different methods to determine the degree of peat decomposition in peat bogs. Biogeosciences 11 : 2691–2707.

Bissardon, M. *et al*. 2003. CORINE biotopes : version originale, types d'habitats français. École nationale du génie rural, des eaux et des forêts (ENGREF).

Blann, K. *et al*. 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems : a Review (English). Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 39 : 909–1001.

Bockstaller, C. et Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. Agric. Syst. 76 : 639–653.

Boelter, D. H. *et al.* 1968. Important physical properties of peat materials.

Bormann, F. H. et Likens, G. E. 1967. Nutrient cycling. Science 155 : 424–429. Dans Wang *et al.* 2014.

Bouché 1990. « Travaux de Marcel Bouché, INRA, 1990. Programme d'interprétation LANO/CA de Basse Normandie - http://www.lano.asso.fr/web/matiere_organique.html »

Bridgham, S. D. *et al.* 2006. The carbon balance of North American wetlands. Wetlands 26 : 889–916.

Brinson, M. M. 1993a. Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. Wetlands 13 : 65–74.

Brinson, M. M. 1993b. A hydrogeomorphic classification for wetlands. : 79.

Brinson, M. M. 2009. The United States HGM (Hydrogeomorphic) Approach. In : BSc, essor, E. and Ecologist, T. B. Bs. Research (eds), The Wetlands Handbook. Wiley-Blackwell, pp. 486–512.

Brooks, A. P. *et al.* 2009. Alluvial gully erosion : an example from the Mitchell fluvial megafan, Queensland, Australia. Earth Surf. Process. Landf. 34 : 1951–1969.

Brooks, R. *et al.* 2011. Proposed Hydrogeomorphic Classification for Wetlands of the Mid-Atlantic Region, USA. Wetlands. 31(2) : 207-219.

Brunet, N.N., Westbrook, C.J.. 2012. Wetland drainage in the Canadian prairies: Nutrient, salt and bacteria characteristics. Agric. Ecosyst. Environ. 146, 1–12.

Bryan, R. B. 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. Geomorphology 32 : 385–415.

Bucher, E.H. *et al*. 1993. Hidrovira: an initial environmental examination of the Paraguay – Parana waterway. Wetlands for the Americas Publication, Manomet, MA, 72 p.

Bullock, A. et Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrol. Earth Syst. Sci. 7 : 358–389.

Burt, T.P. et Butcher, D.P. 1985. Topographic controls of soil moisture distributions. Journal of Soil Science. 36 : 469-486.

Burt, T.P. *et al.* 2002a. Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment. Journal of Hydrology. 265 : 129-148.

Burt, T.P. *et al.* 2002b. Water table fluctuations within the floodplain of the River Severn, England. Journal of Hydrology. 262(1-4) : 1-20.

Buteau, P. *et al.* 1994. Système de classification des milieux humides du Québec. Ministère des Ressources naturelles, Secteur des Mines, 25 p.

C

Cagniant, H. 1989. Essai d'application de quelques indices et modèles de distributions d'abondances à trois peuplements de fourmis terricoles. Orsis : 113–124.

Calvet, R. 2003. Le sol: propriétés et fonctions. Phénomènes physiques et chimiques, applications agronomiques et environnementales. France Agricole Éditions.

Cam, C. *et al.* 1996. Représentation cartographique de la sensibilité de sols à l'infiltration hydrique vertical: Carte thématique à l'infiltration verticale. Étude et gestion des sols. 3(2) : 97-112.

Cantelaube, P. et Carles, M. 2014. Le registre parcellaire graphique : des données géographiques pour décrire la couverture du sol agricole. Cah. Tech. L'INRA : 58–64.

Carletti, A. *et al.* 2004. A critical review of representative wetland rapid assessment methods in North America. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 14 : 103–113.

Carpenter, S. R. *et al.* 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8 : 559–568.

Castelle, A. J. *et al.* 1994. Wetland and stream buffer size requirements—a review. J. Environ. Qual. 23 : 878–882.

Catteau, E. et Duhamel, F. 2010. Phytosociologie dans le Nord-Pas-de-Calais : des synthèses pour structurer la connaissance, structurer la connaissance pour la transmettre. Rev. For. Fr. 62 : 323–330.

Catteau, E. et Duhamel, F. 2014. Inventaire des végétations du nord-ouest de la France. Partie 2a : évaluation patrimoniale des végétations du Nord-Pas de Calais. Version n°1 / avril 2014. : 39.

Celada, C. et Bogliani, G. 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. Ital. J. Zool. 60 : 73–80.

CGDD – Service de l'Observation et des Statistiques. 2012. Résultats de l'enquête nationale à dire d'experts sur les zones humides. Études et documents n°70, 100 p.

CGDD et DEB. 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. Collection « Références » du Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable (SEEIDD) du Commissariat général au développement durable (CGDD). Paris, 230 p.

Chen, J. *et al.* 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. Ecol. Appl. 2 : 387–396.

Chenu, C. *et al.* 2000. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. Soil Sci. Soc. Am. J. 64 : 1479-1486.

Cherbuy B. 1991. Les sols salés et leur réhabilitation cas de la Comarca. Editeur CEMAGREF.

Cherry, K.A., Shepherd, M., Withers, P.J.A., Mooney, S.J. 2008. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture : a review of methods. Science of the Total Environment 406, 1–23. Dans Zhang et Huang 2011.

Chetkiewicz, C.-L. B. *et al.* 2006. Corridors for conservation : integrating pattern and process. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. : 317–342.

Clair, M. *et al.* 2005. Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquée aux sites terrestres du réseau Natura 2000 - Guide méthodologique - MNHN FCBN : 66 p.

Clément, J. C. 2001. Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses. In : UMR 6553 ECOBIO-CNRS, Équipe Interactions Biologiques et Transferts de Matières. Université des Sciences de Rennes 1.

Clément, J. C. *et al.* 2002. Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. J. Environ. Qual. 31 : 1025–1037.

Clément, J.-C. *et al.* 2003a. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). Hydrol. Process. 17 : 1177–1195.

Clément, J. *et al.* 2003b. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in northwest France. J. Appl. Ecol. : 1035–1048.

Clément, B. *et al.* 2008. Évaluation des fonctions des zones humides à partir de données de télédétection à très haute résolution spatiale Application expérimentale à la Basse Vallée de la Dordogne. 92 p.

Colautti, R. I. et MacIsaa, H. J. 2004. A neutral terminology to define “invasive” species. Divers. Distrib. : 135–141.

Collectif RhoMéO. 2014. La boîte à outils de suivi des zones humides : 147.

Collins, M. E. *et al.* 2001. Organic matter accumulation and organic soils. Wetl. Soils Genes. Hydrol. Landsc. Classif. : 137–162.

Cooper AB. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. Hydrobiologia 202 : 13–26. Dans Hickey et Doran 2004.

Cordonnier, T., Tran-ha, M., Piat, J., François, D. 2007. La surface terrière : méthodes de mesure et intérêts. RDV Techniques ONF 9–16.

Cornwell, J.C., Kemp, W.M, Kana, T.M. 1999. Denitrification in coastal ecosystem : methods, environmental controls, and ecosystem level controls, a review. Aquatic Ecology. 33 : 41-54.

Cosby, B. J., *et al.* 1984. A statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. Water Resour. Res. 20 (6) : 682-690, 1984.

Crosson, P. 1995. Soil erosion estimates and costs. Science, 269, 461–464. Dans Blann *et al.* 2009.

Cozzi, G. *et al.* 2008. How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands ? Landsc. Ecol. 23 : 269–283.

Curie, F. 2006. Rétention de nitrate dans les zones humides riveraines : rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologiques et biogéochimiques : approche multi-échelle dans le bassin de la Seine.

D

Damschen, E. I. *et al.* 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. Science 313 : 1284–1286.

Dandelot, S. *et al.* 2005. Ecological, dynamic and taxonomic problems due to Ludwigia (Onagraceae) in France. Hydrobiologia 551 : 1–6.

Darboux, F. 1999. Modélisation numérique et expérimentale du ruissellement. Effet de la rugosité sur les distances de transfert. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, 193 p.

Davidsson, T. *et al.* 2000. Guidelines for monitoring of wetland functioning. EcoSys 8 : 5–50.

Davies, C. E. *et al.* 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. Rep. Eur. Environ. Agency-Eur. Top. Cent. Nat. Prot. Biodivers. : 127–143.

Demissie, M., Khan, A. 1993. Influence of wetlands on streamflow in Illinois. ISWS Contract Rep. CR 561.

Devito, K. *et al.* 2005. A framework for broad-scale classification of hydrologic response units on the Boreal Plain: is topography the last thing to consider? Hydrological Processes. 19(8) : 1705-1714.

D'haene, K., Moreels, E., De Neve, S., Chaves Daguilar, B., Boeckx, P., Hofman, G., & Van Cleemput, O. 2003. Soil properties influencing the denitrification potential of Flemish agricultural soils. Biology and fertility of soils, 38(6), 358-366.

Dhondt, K. *et al.* 2006. Assessment of Temporal and Spatial Variation of Nitrate Removal in Riparian Zones. Environ. Monit. Assess. : 197–215.

Didham, R. K. *et al.* 2005. Are invasive species the drivers of ecological change ? Trends Ecol. Evol. 20 : 470–474.

Diehl, R. H. 2013. The airspace is habitat. Trends Ecol. Evol. 28 : 377–379.

Dingman, L. 2002. Physical Hydrology. Ground Water 40, 221.

Dorioz, J.-M. et Trevisan, D. 2008. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. Ingénieries-Eau Agric. Territ. Numéro Spéc. Azote Phosphore Pestic. Strat. Perspect. Réduction Flux : 27–47.

Douvinet, J. 2008. Les bassins versants sensibles aux « crues rapides » dans le Bassin Parisien – Analyse de la structure et de la dynamique de systèmes spatiaux complexes. Thèse de Doctorat, Université de Caen, 381 p.

Driscoll, D. A. *et al.* 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. Trends Ecol. Evol. 28 : 605–613.

Dufour, S. *et al.* 2003. Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges ? Dans forêt méditerranéenne T. XXIV(3). pp. 335-345.

Dugan, P.-J. 1990. Wetland conservation : a review of current issues and requires action. 96 p.

Dumanski, S., Pomeroy, J.W., Westbrook, C.J. 2015. Hydrological regime changes in a Canadian Prairie basin. Hydrol. Process. 29, 3893–3904.

Durand J.H. 1983. Les sols Irrigables. Étude pédologique. Presses Universitaire de France. Agence de Coopération Culturelle et Technique. 338 p.

E

Eastham, J. *et al.* 1990. Planting density effects on water use efficiency of trees and pasture in an agroforestry experiment. New Zealand Journal of forestry Science. 20(1) : 39-53.

Essien, O. E. 2013. Evaluation of potential erodibility of basin wetland using soil particles distribution. J. Agric. Vet. Sci. 4 : 10–16.

EU. 2003. Guidance Document No 12. Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive.

Euliss, N.H. et Mushet, M.D. 1996. Water-level fluctuation in wetlands as a function of landscape condition in the prairie pothole region. Wetlands. 16(4) : 587 –593.

European Commission 2015. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe.

Evenson, G.R. *et al.* 2015. Geographically isolated wetlands and watershed hydrology: A modified model analysis. Journal of Hydrology. 529 : 240-256.

F

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34 : 487–515.

FAO 2011. Land Degradation Assessment In Drylands - Manual for Local Level Assessment of Land Degradation and Sustainable Land Management - Part 1 : Planning and methodological approach, analysis and reporting. 165 p.

Faulkner, S. P. et Richardson, C. J. 1990. Iron and manganese fractionation in constructed wetlands receiving acid-mine drainage. In P. F. Cooper and B. C. Findlator (eds.) Constructed Wetlands for Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford. 441–450.

Fennessy, M. S. *et al.* 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. Wetlands 27 : 543–560.

Fernandez-Illescas, C. P. *et al.* 2001. The ecohydrological role of soil texture in a water-limited ecosystem. Water Resour. Res. 37 : 2863–2872.

Fischer, J. et Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. Glob. Ecol. Biogeogr. 16 : 265–280.

Flaspohler, D. J. *et al.* 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. Ecol. Appl. 11 : 32–46.

Florinsky, I. V. *et al.* 2004. Topographic control of soil microbial activity : a case study of denitrifiers. Geoderma 119 : 33–53.

Forman, R. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. Landsc. Ecol. 10 : 133–142.

Forman, R. T. et Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. Bioscience 31 : 733–740.

Forum des Marais Atlantiques 2014. Mallette d'indicateurs de travaux et de suivis en zones humides. 177 p.

Fossey, M. *et al.* 2015. Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis. Hydrological processes. 29 : 4683-4072.

Fossey, M. *et al.* 2016. Assessment of the impact of spatio-temporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: A theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions. Hydrological Processes. 30 : 1768-1781.

Fossey, M. et Rousseau, A.N. 2016a. Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed. Journal of Hydrology, 541(Part B) : 1287-1302.

Fossey, M. et Rousseau, A.N. 2016b. Can isolated and riparian wetlands mitigate the impact of climate change on watershed hydrology? A case study approach. Journal of Environmental Management. 184 : 327-339.

Fraser, D. F. *et al.* 1999. Habitat quality in a hostile river corridor. Ecology 80 : 597–607.

Fustec, E. et Lefeuvre, J.-C. 2000. Les fonctions des zones humides : des acquis et des lacunes. In: Dunod (ed), Fonctions et valeurs des zones humides. pp. 17–38.

G

Gagné, S. A. et Fahrig, L. 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. Landsc. Ecol. 22 : 205–215.

Gayet, G. *et al.* 2011. Effects of seasonality, isolation and patch quality for habitat selection processes by mute swans *Cygnus olor* in a fishpond landscape. Oikos 120 : 801–812.

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., *et al*. 2016a. Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides - version 1.0. Onema, collection Guides et protocoles, 186 p.

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., *et al*. 2016b. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fond. Théoriques Sci. Tech. Version 1. Onema MNHN 310.

Gayet, G., Touroult, J., Barnaud, G., Baptist, F., Caessteker, P., Clement, J.C., Gaucherand, S., Nondedeu, F.I., 2017. Une méthode nationale pour évaluer les fonctions des zones humides dans le cadre de la compensation écologique des impacts 312. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2017.24.13

Gayet, G., Baptist, F., Maciejewski, L., Poncet, R., Bensettiti, F. 2018a. Guide de détermination des habitats terrestres et marins de la typologie EUNIS - version 1.0. AFB, collection Guides et protocoles, 230 pages

Gayet, G., Baptist, F., Caessteker, P., Clement, J.-C., Fossey, M., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quetier, F., 2018b. Wetland Assessment in France—Development, Validation, and Application of a New Method Based on Functions, in: Wetland and Stream Rapid Assessments Development, Validation, and Application. Elsevier, p. 564.

Gayet, G., Baptist, F., Biaunier, J., Caessteker, P., Clément, J.-C., Fossey, M., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Lemot, A., Mesléard, F., Padilla, B., Pelegrin, O. 2023a. Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Version 2. Collection Guides et protocoles de l'Office français de la biodiversité.

Gayet, G., Fossey, M., Baptist, F., Clément, J.-C., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Mesléard, F., Padilla, B., Caessteker, P. 2023b. Interface pour dimensionner les mesures de compensation écologique des fonctions des zones humides. Version 1.

Gayet, G., Fossey, M., Baptist, F., Caessteker, P., Clément, J.-C., Dausse, A., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Mesléard, F., Pelegrin, O. 2023c. Référentiel d'actions écologiques mobilisables en zones humides. Version 1.

Gayet, G., Maciejewski, L., Mistarz, M. 2023d. Matrice de transition écologique entre habitats EUNIS. Version 1.

Ghazavi, G. *et al*. 2008. Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. Hydrological Processes. 22 : 4723-4735.

Gilbert-Norton, L. *et al.* 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. Conserv. Biol. 24 : 660–668.

Girardin, P. *et al.* 1999. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. - J. Sustain. Agric. 13 : 5–21. Dans Bockstaller et Girardin 2003.

Gleason, R.A. *et al.* 2007. Estimating Water Storage Capacity of Existing and Potentially Restorable Wetland Depressions in a Subbasin of the Red River of the North. USGS Northern Prairie Wildlife Research Center, 89 p.

Glossaire sur l'eau – Eau France - http://www.glossaire.eaufrance.fr

Gob, F., Bilodeau, C., Thommeret, N., Belliard, J., Albert, M.-B., Tamisier, V., Baudoin, J.-M., Kreutzenberger, K. 2014. Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau

pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). Géomorphologie Relief Process. Environ. 20, 57–72.

Gobat, J. M., Aragno, M., & Matthey, W. 2010. Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols (Vol. 14). PPUR Presses polytechniques.

Gobin, R. *et al*. 2015. Une strate herbacée monopoliste : quelle concurrence vis-à-vis de l'eau pour le peuplement adulte ? Rendez-vous technique ONF. pp. 48-49 et pp. 17-22.

Golden, H.E. *et al.* 2015. Relative effects of geographically isolated wetlands on streamflows: a watershed-scale analysis. Ecohydrology. 9 : 21-38.

Gorham E. 1991. Northern peatlands : role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecological Applications 1 : 182–195.

Gosz, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. Ecol. Appl. : 370–376.

Grabas, G.P. et Rokitnicki-Wojcik, D. 2015. Characterizing daily water-level fluctuation intensity and water quality relationships with plant communities in Lake Ontario coastal wetlands. J. Great Lakes Res. 41 (1) : 136–144.

Groffman, P. M. *et al.* 1991. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. JEnviron Qual : 671–674.

Groffman, P. M. et Tiedje, J. M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. USA.

Groupe d'étude des problèmes de pédologie appliquée, G.E.P.P.A. 1981. Synthèse des travaux de la commission de cartographie.

Gu, F. *et al.* 2007. Roughness coefficient for unsubmerged and submerged reed. J. Hydrodyn. Ser B 19 : 421–428.

Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern : what is the state of the art ? Ecosystems 1 : 143–156.

H

Haan, C.T. et Johnson, H.P. 1968. Hydraulic model of runoff from depressional areas. Part I: General considerations. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. 11 : 364-367.

Haddad, N. M. *et al.* 2003. Corridor use by diverse taxa. Ecology 84 : 609–615.

Hall, L. S. *et al.* 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildl. Soc. Bull. : 173–182.

Haouala, F., Hanen, F., Ben El Hadj, S. 2007. Effet de la salinité sur la répartition des cations (Na+, K+ et CA2+) et du chlore (Cl-) dans les parties aériennes et les racines du ray-grass anglais et du chiendent. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement. Université de Liège. 11(3).

Hargis, C. *et al.* 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. Landsc. Ecol. 13 : 167–186.

Haycock, N. et Pinay, G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. J Env. Qual : 273–278.

Haynes, R.J. *et al.* 1990. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. Soil and tillage research. 19 : 77-87.

Hebb, A.J. *et al.* 2013. Modeling wetland vegetation community response to water-level change at Long Point, Ontario. J. Gt. Lakes. Res. 39(2) : 191-200.

Hefting, M. M., Bobbink, R., & Caluwe, H. D. 2003. Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones. Journal of Environmental Quality, 32, 1194–1203. https://doi.org/10.2134/jeq2003.1194

Hefting, M. *et al.* 2004. Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. Biogeochemistry 67 : 113–134.

Hefting, M. *et al.* 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. Ecol. Eng. : 465–482.

Heink, U. et Kowarik, I. 2010. What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. Ecol. Indic. 10 : 584–593.

Heller, R. 2015. « Oxydoréductions, biologie », Encyclopædia Universalis [en ligne], consulté le 28 janvier 2015.

Herbert, E.R., Boon, P., Burgin, A.J., Neubauer, S.C., Franklin, R.B., Ardón, M., Hopfensperger, K.N., Lamers, L.P., Gell, P. 2015. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. Ecosphere 6, 1–43.

Hess, G. R. et Fischer, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. Landsc. Urban Plan. 55 : 195–208.

Hey R.D. et Thorne C.K. 1986. Stable channels with mobile gravel beds. Journal of Hydraulic Engineering. 112(8) : 671-689.

Hickey, M. B. C. et Doran, B. 2004. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. Water Qual. Res. J. Can. 39 : 311–317.

Hill, A. R. et Cardaci, M. 2004. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 320–325.

Hilty, J. A. *et al.* 2006. Corridor ecology : the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press.

Hoffmann, C. C. *et al.* 1993. Vand-og stofbalance i en natureng, Miljøprojekt nr. 231. Miljøstyrelsen. Dans Davidsson *et al.* 2000.

Hooftman, D. A. *et al.* 2003. Effects of habitat fragmentation on the fitness of two common wetland species, *Carex davalliana* and *Succisa pratensis*. Oecologia 134 : 350–359.

Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol. Soc. Am. Bull.* 56(3) : 275-370.

Houlahan, J. E. *et al.* 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. Wetlands 26 : 79–96.

Howard, A.D. 1997. Simulation of gully erosion and bistable landforms. In : Wang, S.S.Y., Langendoen, E.J., Shields, F.D. (Eds.), Proc. of the Conf. on Management of Landscapes Disturbed by Channel Incision. Center for Computational Hydroscience and Engineering. The University of Mississippi, Oxford, MS, pp. 516–521. Dans Poesen 2003.

Hunter, R. G. *et al.* 2001. Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 41 : 274–281.

Husson, F., *et al.* 2010. Principal component methods hierarchical clustering partitional clustering : why would we need to choose for visualizing data ? Rapport technique.

I

Ibisate, A. 2004. Analisis morfometrico de la Cuenca y de la red de drenaje del rio Zadorra y sus affluentes aplicado a la peligrosidad de crecida. Boletin de la asociacion de geografias en Espana. 38 : 311-320.

Institut National de l'Information Géographique et Forestière 2011. BD TOPO® Version 2.1.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Climate Change 2007 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team RK Pachauri, A Reisinger (eds.).

Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques 2015. Invasions Biologiques en Milieux Aquatiques.

IUCN 2015. Global Invasive Species Database.

J

Jackson, R.J. 1987. Hydrology of an acid wetland before and after draining for afforestation, western New Zealand. Forest hydrology and watershed management. 167 : 465-474.

Jacobs, A. D. *et al.* 2010. Developing an index of wetland condition from ecological data : an example using HGM functional variables from the Nanticoke watershed, USA. Ecol. Indic. : 703–712.

Jacobsen, C., *et al.* 2000. Soft X-ray spectroscopy from image sequences with sub-100 nm spatial resolution. Jaeger, J. A. Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation. Landsc. Ecol. 15 : 115–130.

Jaeger, J. A. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landsc. Ecol. 15 : 115–130.

Jahn, R. *et al.* 2006. Guidelines for soil description. FAO Rome, Italy.

Jaymond, D., Buelhoff, K., Gaucherand, S., Gayet, G., 2016. Pertinence et reproductibilité d'indicateurs rapides pour l'évaluation des fonctions des zones humides: comparaison avec des indicateurs

basés sur des données plus approfondies issus du programme RhoMéO. Sci. Eaux Territ. 32–37. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2016.21.06

Jeanmougin, M. *et al.* 2014. Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats : 83.

Jefferies, R.L. 1981. Osmotic adjustment and the response of halophytic plants to salinity. Bioscience 31, 42–46.

Jones, A. *et al.* 2005. Soil atlas of Europe. European Commission.

Jordan, T. E. *et al.* 2003. Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. J. Environ. Qual. 32 : 1534–1547.

K

Kadlec, R. H. 1990. Overland flow in wetlands : vegetation resistance. J. Hydraul. Eng. 116 : 691–706.

Kadlec, R. H. 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. Ecol Eng. 15: 105–19. Dans Kjellin *et al.* 2007.

Kadykalo, A.N. et Findlay, C.S. 2016. The flow regulation services of wetlands. Ecosystem Services. 20 : 91-103

Kayranli, B. *et al.* 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands : a critical review. Wetlands 30 : 111–124.

Keller, L. F. et Waller, D. M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. Trends Ecol. Evol. 17 : 230–241.

Kelley, C. A. *et al.* 1995. Methane dynamics across a tidally flooded riverbank margin. Limnology and Oceanography 40 : 1112–1129 Dans Kayranli *et al.* 2010.

Keren, R. 2000. Handbook of soil science. Chapter G 1.

Kindlmann, P. et Burel, F. 2008. Connectivity measures : a review. Landsc. Ecol. 23 : 879–890.

King, K.W. *et al.* 2014. Effect of subsurface drainage on streamflow in a agricultural headwater watershed. Journal of hydrology. 519 : 438-445.

Kjellin, J. *et al.* 2007. Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. Adv. Water Resour. 30 : 838–850.

Klemm, D. J. *et al.* 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. Environ. Manage. : 656–669.

Knighton, A.D. 1998. Fluvial forms and process : a new perspective. Arnold, Londres. 383 p.

Koch, M.S., Mendelssohn, I.A., McKee, K.L. 1990. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. Limnol. Oceanogr. 35, 399–408.

Koivusalo, H. *et al.* 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. Hydrol. Earth Syst. Sci. 12 : 1211–1227.

Kröger, R. *et al.* 2009. Evaluating the influence of wetland vegetation on chemical residence time in Mississippi Delta drainage ditches. Agric. Water Manag. 96 : 1175–1179.

Kuschk, P., Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Weissbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U. 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. Water Res. 37, 4236–4242.

L

Lacroix, G. *et al.* 2006. Méthode intégrée d'inventaire, d'évaluation et de suivi des milieux humides. Le Naturaliste Canadien 130(2) : 62-69.

Lahti, D. C. 2001. The " edge effect on nest predation " hypothesis after twenty years. Biol. Conserv. 99 : 365–374.

Lamb, J. A. *et al.* 2014. Understanding nitrogen in soils : 4.

Lane, E.W. 1955. The Importance of Fluvial Morphology in Hydraulic Engineering. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Hydraulics Division 81, paper n° 745.

Laplace-Dolonde, A. 1994. L'histosol, descripteur privilégié du marais tourbeux (Histosol, as the major descriptor of peatland). Bull. Assoc. Géographes Fr. 71 : 294–306.

Larue, J.P. 2004. Morphodynamique fluviale actuelle d'origine anthropique : exemples dans le bassin de la Loire (France) / Human impacts on present day fluvial morphodynamics : examples from the Loire river basin (France). In : Géomorphologie : relief, processus, environnement. 10(2) : 127-138.

Le Bissonnais, Y. *et al.* 2005. Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. Catena 62 : 111–124.

Le Coz J. 2003. Réponse hydraulique d'un bras mort au signal hydrologique de la rivière. Mémoire de DEA, Cemagref.

Leduc, C. *et al.* 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table : the Continental Terminal in South–West Niger. Journal of Hydrology 243 (1– 2), 43– 54. Dans Poesen 2003.

Lehmann, J., *et al*. 2007. Organic matter stabilization in soil microaggregates : implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. Biogeochemistry. 85 : 45–57. Dans Manjaiah *et al.* 2010.

Lehtinen, R. M. *et al*. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. Wetlands 19 : 1–12.

Leibowitz, S. G. et K. C. Vining. 2003. Temporal connectivity in a prairie pothole complex. Wetlands 23 : 13–25. Dans Leibowitz 2003.

Leibowitz, S. G. 2003. Isolated wetlands and their functions : an ecological perspective. Wetlands 23 : 517–531.

Leopold, L.B. et Maddock Jr., T. 1953. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications, U.S. Geological Survey. Professional Paper (252). 57 p.

Levigneron A., Lopez F., Vansuyt G., Berthomieu P., Fourcroy P., Casse-Delbart F. 1995. Les plantes face au stress salin. Cah. Agric. 4, p. 263–273.

Levitt J. 1980. Salt and ion stress. *In* Levitt J. (eds*). Response of plant to environmental stresses. Vol II, water radiation, salt and others stresses.* New York: Academic Press, p. 365–406.

Li, H., et Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. Ecology 75:2446–55. Dans Gustafson 1998.

Li, Y. 1995. Plant Roots and Soil Anti-Scouribility on the Loess Plateau. National Natural Science Foundation of China, Science Press, Bejing, 133 pp. Dans Poesen 2003.

Li, Y., *et al*. 2004. Gully Erosion under Global Change. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu, China7-5364-5423-6 (354 pp.). Dans Torri et Poesen 2014.

Li Y., Chapman S.J., Nicol G. W., Yao H. 2018. Nitrification and nitrifiers in acidic soils. Soil Biology and Biochemistry, 116, 290-301.

Li, R., Zhang, Y., Guan, M. 2022. Investigation into pyrite autotrophic denitrification with different mineral properties. Water Res. 221, 118763. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118763

Lienert, J. et Fischer, M. 2003. Habitat fragmentation affects the common wetland specialist *Primula farinosa* in north-east Switzerland. J. Ecol. 91 : 587–599.

Lindsay, J.B. *et al.* 2004. Drainage basin morphometrics for depressional landscape. Water Resources Research. 40(9) : W09307.

Liu, X. *et al*. 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping : A review and analysis. J. Environ. Qual. 37 : 1667–1674.

Louvel, J. *et al*. 2013a. EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE. Paris : 289.

Louvel, J. *et al*. 2013b. EUNIS. Correspondances entre les classifications EUNIS et CORINE Biotopes. Habitats terrestres et d'eau douce. Version 1. MNHN-DIREV SPN, MEDDE. Paris : 43.

Lowrance, R. *et al*. 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. J. Environ. Qual. : 808–815.

Ltifi W. 2008. Bilan d'eau et des sels dans les périmètres irriguées Kalaat L'andalous, laboratoire du centre de gestion du ressource en eau, (CGRE) de L'INAT, mémoire du mastère, 120p.

Luo J, Tillman R, White R, Ball P. 1998. Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. Soil Biology and Biochemistry 30: 897–903.

Lyons, J. *et al*. 2000. Grass versus trees : managing riparian areas to benefit streams of central North America. J Am Water Resour As : 919–930.

M

Maciejewski, L. *et al.* 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. Rev. Ecol. Terre Vie

Maidment, D.R. 1993. Handbook of hydrology. McGraw-Hill,.

Malavoi, JR et Adam, Ph. 2007. Les interventions humaines et leurs impacts hydromorphologiques sur les cours d'eau. Ingénieries 50 : 35-48.

Malavoi JR et Bravard JP. 2010. Éléments d'hydromorphologie fluviale. Onema. 224 p.

Malavoi J.R. *et al.* 2011. Éléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. Onema. 216 p.

Maltby E. et Immirzi P. 1993. Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils, regional and global perspectives. Chemosphere 27 : 999–1023.

Maltby, E. 2009. Functional assessment of wetlands. Towards evaluation of ecosystem services. Woodhead Publishing.

Manjaiah, K. M. *et al.* 2010. Study of clay-organic complexes. Curr. Sci. 00113891 98 : 915–921.

Marsooli, R. 2016. Three-dimensional hydrodynamic modeling of coastal flood mitigation by wetlands. Coastal Engineering. 111 : 83-94.

Martinez-Martinez, E., *et al.* 2014. Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios. Journal of Environmental Management. 133 : 121-134.

Matheson, F. E. et Sukias, J. P. 2010. Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. Ecol. Eng. 36 : 1260–1265.

Mayer, T.D. et Naman, S.W. 2011. Streamflow response to climate as influenced by geology and elevation. Journal of the American Water Resources Association. 47 : 724-738.

McLaughlin, D.L. *et al.* 2014. A significant nexus: Geographically isolated wetlands influence landscape hydrology. Water Resources Research 50 : 7153-7166.

MEA 2005. Évaluation des écosystèmes pour le millénaire. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment Series. World Resources institute. Washington, DC, 80 p.

Mermoud A. 2001. Cours de physique du sol : Maitrise de la salinité du sol. Version provisoire : 14 p. École Fédérale de Lausanne

Merot, P. 2006. Qualité de l'eau en milieu rural : Savoirs et pratiques dans les bassins versants. INRA, 344 p.

Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie et Groupement d'Intérêt Scientifique Sol 2013. Guide d'identification et la délimitation des sols de zones humides. 63 p.

Middleton, B.A. 2002. Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the natural Hydrological Balance. National Wetlands Research Center, USGS, Lafayette, Louisiana. New York, 320 p.

Mitra S. *et al*. 2005. An Appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. Current Science 88(1) : 30.

Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 1993. Wetlands. Van Nostrand Reinold Company. Dans Fustec et Lefeuvre 2000.

Mitsch, W. J. *et al.* 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. Ecol. Appl. : 830–845.

Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 2000. Wetlands.

Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. 2007. Wetlands. Hoboken. - New Jersey : John Wiley & Sons, Inc.

Mitsch, W. J. *et al.* 2013. Wetlands, carbon, and climate change. Landsc. Ecol. 28 : 583–597.

Mooney, H. A. et Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. PNAS 98 : 5446–5451.

Morley, T.R. *et al.* 2011. The role of headwater wetlands in altering streamflow and chemistry in a Maine, USA catchment. Journal of the American Water Resources Association. 47 : 337-349.

Morrison, M. L. *et al.* 2006. Wildlife-habitat relationships : concepts and applications. Island Press.

Moser, K. *et al.* 2007a. Characterization of microtopography and its influence on vegetation patterns in created wetlands. Wetlands 27 : 1081–1097.

Moser, B. *et al.* 2007b. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. Landsc. Ecol. 22 : 447–459.

Moeyersons, J. 2000. Desertification and man in Africa. Bulletin of the Royal Academy of Overseas Science, Brussels 46, 151–170. Dans Poesen 2003.

Motyka, J. *et al.* 1950. Preliminary studies on meadows in the south-east of Lublin province. - Ann Univ Mariae Curie-Sklodowska 5E : 367–447.

Munafò, M. *et al.* 2005. River pollution from non-point sources : a new simplified method of assessment. J. Environ. Manage. 77 : 93–98.

Munoz-Fuentes, V. *et al.* 2006. Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain. Mol. Ecol. 16 : 629–638.

Musy, A., et Higy, C. 2004. Hydrologie: une science de la nature. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Collection "Gérer l'environnement", 314 p.

Musy, A. et Soutter, M. 1991. Physique du sol. PPUR presses polytechniques.

N

Needelman, B. A. *et al.* 2007. Drainage Ditches Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection : An overview. J. Soil Water Conserv. 62 : 171–178.

Nielsen, S. N. et Jørgensen, S. E. 2013. Goal functions, orientors and indicators (GoFOrIt's) in ecology. Application and functional aspects – Strengths and weaknesses. Ecol. Indic. 28 : 31–47.

Nilsson, K.A. *et al.* 2013. Hydrologic characterization of 56 geographically isolated wetlands in west-central Florida using a probabilistic method. Wetlands Ecology and Management. 21 : 1-14.

Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. Bioscience 33 : 700–706.

Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories : a look at The Nature Conservancy (USA). Biol. Conserv. 41 : 11–37.

NRC 1993. Soil and water quality an agenda for agriculture. National academy press. Washington D.C. USA. Dans Carpenter *et al.* 1998.

O

Odum, E. P. *et al.* 1971. Fundamentals of ecology. Saunders Philadelphia.

Odum, W.E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. Annu. Rev. Ecol. Syst. 147–176.

Odum, W. E. *et al.* 1995. Nature's pulsing paradigm. Estuaries 18 : 547–555.

Oertli, B. *et al.* 2002. Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity. Biol. Conserv. 104 : 59–70.

O'Geen A.T. *et al.* 2006. Erodibility of agricultural soils, with examples in Lake and Mendocino countries. Oakland : University of California, Division of Agriculture and Natural Resources. Publication 8194. Dans Essien 2013.

Ogawa, H. et Male, J.W. 1986. Simulating the flood mitigation role of wetlands. ASCE Journal of Water resources Planning and Management. 12 : 114-127.

Oraison, F. *et al.* 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? Pô Hydroécologie Cours Eau Onema-Irstea Lyon MAEP-LHQ 42p.

Organisation for Economic Co-Operation Development. 2003. Core Environmental Indicators. Development Measurement et Use. OECD, Paris, 37 pp. dans Heink et Kwarik (2010).

Orrock, J. L. *et al.* 2003. Spatial ecology of predator-prey interactions : corridors and patch shape influence seed predation. Ecology 84 : 2589–2599.

Osborne, L. L. et Kovacic, D. A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshw. Biol. 29 : 243–258.

P

Padmanabhan, G. et Bengtson, M.L. 2001. Assessing the influence of wetlands on flooding. In : Hayes D.F. (Ed.). Process Wetlands Engineering and River Restoration, vol.110, Reno, Nevada.

Pan, D., Gao, X., Dyck, M., Song, Y., Wu, P., Zhao, X. 2017. Dynamics of runoff and sediment trapping performance of vegetative filter strips: Run-on experiments and modeling. Science of the total Environment, 593-594: 54-64

Park, J. *et al.* 2014. Stochastic modeling of hydrologic variability of geographically isolated wetlands: Effects of hydro-climatic forcing and wetland bathymetry. Advanced in Water Resources. 69 : 38-48.

Pascual, U., *et al*. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. Curr. Opin. Environ. Sustain., Open issue, part II 26–27, 7–16. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006

Pasitschniak-Arts, M. *et al*. 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape : is edge effect important ? Biol. Conserv. 85 : 55–62.

Peintinger, M. *et al*. 2003. Species-area relationships and nestedness of four taxonomic groups in fragmented wetlands. Basic Appl. Ecol. 4 : 385–394.

Pella., H. *et al*. 2004. Constitution d'un système d'information à référence spatiale dans le contexte de la Directive cadre européenne sur l'eau. Ingénieries. 40 : 11-20.

Petit F. *et al*. 2005. Évaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et de haute Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège.* 46 : 37-50.

Phillips, R.W. *et al*. 2011. Connectivity and runoff dynamics in heterogeneous basins. Hydrological Processes. 25(19) : 3061-3075.

Picard, C. *et al.* 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. Bioresour. Technol. 96 :1039–1047.

Pickett S. T. A. et White P. S.1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, NewYork. Dans Walker 2011.

Piégay H. 1996. La forêt d'inondation de cinq rivières du bassin rhodanien : de la notion de patrimoine écologique à celle d'espace-tampon. Annales de Géographie, 105 n°590 : 347-368.

Pielou, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. J. Theor. Biol. : 370–383.

Pinay, G. *et al*. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. Environ. Manage. 30 : 481–491.

Pinay, G. *et al.* 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. Freshw. Biol. 52 : 252–266.

Piri, K. 1991. Contribution à la sélection in vitro de plantes androgéniques de blé pour leur tolérance au NaCl. Thèse de Doctorat. Gembloux, Belgique : Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, 168 p.

Pivec, J. 2002. A short-term response of floodplain and spruce forests to evaporation requirements in Moravia in different years. Journal of Forest Science. 48(7) : 320-327.

Plénet, S. 2006. Invasion par la grenouille rieuse (groupe *ridibunda*) : conséquences génétiques et écologiques sur les complexes d'hybridogénèse des grenouilles vertes. 77–81.

Poe, A. C. *et al*. 2003. Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. Wetlands 23 : 817–826.

Poesen, J. *et al*. 2003. Gully erosion and environmental change : importance and research needs. Catena 50 : 91–133.

Poesen, J.W.A. *et al*. 2011. Gully erosion : procedures to adopt when modelling soil erosion in landscapes affected by gullying. Chpt. 19. In : Morgan, R.P.C., Nearing, M.A. (Eds.), Handboook of Erosion Modelling. Wiley-Blackwell. pp. 360–386. Dans Torri et Poesen 2014.

Prevedello, J. A. et Vieira, M. V. 2010. Does the type of matrix matter ? A quantitative review of the evidence. Biodivers. Conserv. 19 : 1205–1223.

Price, J. S. *et al.* 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands : an overview of management approaches. Wetl. Ecol. Manag. 11 : 65–83.

Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. Earth Surf. Process. Landf. 30 : 133–147.

Puth, L. M. et Wilson, K. A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control : lessons from rivers and streams. Conserv. Biol. 15 : 21–30.

Pyzoha, J.E. 2007. A conceptual hydrologic model for a forested Carolina bay depressional wetland on the Coastal Plain of South Carolina, USA. Hydrological Processes. 22 : 2689-2698.

Q

Quemeneur, G. 1987. La dynamique du phosphore sur un bassin versant expérimental en région d'élevage intensif. École nationale des ingénieurs des travaux ruraux et des techniques sanitaires.

R

Rains, M.C. *et al*. 2015. Geographically isolated wetlands are part of the hydrological landscape. Hydrological Processes. 30(1) : 153-160.

Rains, M.C. *et al.* 2008. Geological control of physical and chemical hydrology in California vernal pools. Wetlands. 28 : 347-362.

Ramade, F. 2008. Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité.

Rambert, B. 1973. Recherche sur la signification hydrogéologique de la densité de drainage. Application à la détermination et à la cartographie de l'écoulement souterrain. Département géologique de l'aménagement – Hydrogéologie. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Ministère du développement industriel et scientifique. 69 p.

Rapin A., Fontanel F., Chambaud F. 2021. Fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques des zones humides. Éléments de connaissance. Collection « eau & connaissances ». Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 198 pages + annexes.

Rawls, W. J. *et al*. 1982. Estimation of soil water properties. Trans Asae 25 : 1316–1320.

Redding, T.E. et Devito, K.J. 2008. Lateral flow thresholds for aspen forested hillslopes on the western boreal plain, Alberta, Canada. Hydrological Processes. 22 : 4287-4300.

Redding, T.E. et Devito, K.J. 2010. Mechanisms and pathways of lateral flow on aspen forested, Luvisolic soils, Western Boreal Plains, Alberta, Canada. Hydrological Processes. 24 : 2995-3010.

Reddy, K. R. et D'angelo, E. M. 1994. Soil processes regulating water quality in wetlands. - Glob. Wetl. Old World New : 309–324. Dans Mitsch et Gosselink 2007.

Reddy, K. R. *et al.* 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands : a review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 29 : 83–146.

Reino, L. *et al*. 2009. Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation : Interactions affecting farmland birds around forest plantations. Biol. Conserv. 142 : 824–838.

Rizkalla, C. E. et Swihart, R. K. 2006. Community structure and differential responses of aquatic turtles to agriculturally induced habitat fragmentation. Landsc. Ecol. 21 : 1361–1375.

Robinson, S. K. *et al*. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science 267 : 1987–1990.

Roche, M. 1963. Hydrologie de surface. Gauthier-Villars Éditeurs, Paris, 431 p.

Roche, PA, *et al*. 2012. Hydrologie quantitative – Processus, modèles et aide à la décision. Springer-Verlag Paris. ISBN 978-2-8178-0105-6. 590 p.

Roig, L. C. 1994. Hydrodynamic Modeling of Flows in Tidal Wetlands, Ph.D. Thesis, University of California, Davis. Dans Tsihrintzis et Madielo 2000.

Rollet, AJ. *et al*. 2006. Impact des extractions de graviers dans le lit mineur sur la géométrie des zones aquatiques périfluviales du Doubs (France). Géographie physique et Quaternaire. 60(3) :253-269.

Romshoo, S.A. *et al*. 2012. Geoinformatics for assessing the morphometric control on hydrological response at watershed scale in the Upper Indus basin. Journal of Earth System Sciences. 121(3) : 659-686.

Roulet, N.T. 1990. Hydrology of a headwater basin wetland: groundwater discharge and wetland maintenance. Hydrological Processes. 4(4) : 387-400.

Rydin, H. et Jeglum, J. 2013. The biology of peatlands. OUP Oxford.

S

Sabater, S. *et al*. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient : patterns and factors of variation. Ecosystems 6 : 20–30.

Saggar, S. *et al*. 2013. Denitrification and N2O:N2 production in temperate grasslands : Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. Sci. Total Environ. 465 : 173–195.

Saxton, K. E. et Rawls, W. J. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 70 : 1569–1578.

Schmidt, M. W. I. *et al*. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. Nature 478 : 49–56.

Schumm, S. A. 1977. The Fluvial System. New York, Wiley & Sons.

Schwenk, W. S. et Donovan, T. M. 2011. A multispecies framework for landscape conservation planning. Conserv. Biol. 25 : 1010–1021.

Scott, M. L. *et al*. 1999. Responses of riparian cottonwoods to alluvial water table declines. Environmental Management. 23 : 347-358.

Semlitsch, R. D. et Bodie, J. R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. Conserv. Biol. 17 : 1219–1228.

Servant J. 1975. Contribution à l'étude pédologique des terrains halomorphes. Exemple des sols salés du sud et de sud-ouest de la France. Thèse doc. Es sciences Naturelles, ENSA Montpelier, France.

Shannon, C. E. et Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. Ill. Univ. Ill. Press.

Shen, Z. *et al*. 2010. Parameter uncertainty analysis of non-point source pollution from different land use types. Sci. Total Environ. 408 : 1971–1978.

Sidorchuk, A., Grigore´v, V. 1998. Soil erosion on the Yamal Peninsula (Russian Arctic) due to gas field exploitation. Advances in GeoEcology 31, 805–811. Dans Poesen 2003.

Siegel, D. I. 1987. A review of the recharge-discharge function of wetlands. In : The ecology and management of wetlands. Springer, pp. 59–67.

Šlmek, M. et Cooper, J. 2002. The influence of soil pH on denitrification : progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. Eur. J. Soil Sci. 53 : 345–354.

Sirivedhin, T., Gray, K.A. 2006. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: field and laboratory studies. Ecol. Eng. 26, 167–181.

Skaggs, R. W. *et al*. 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 24 : 1–32.

Smith F. A. 1973. The internal control of nitrate uptake into excised barley roots with differing salt contents. New Phytol. 72, p. 769–782.

Smith, J. N. M. et Hellmann, J. J. 2002. Population persistence in fragmented landscapes. Trends Ecol. Evol. 17 : 397–399.

Smith, R. D. *et al*. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices.

Sordello R. *et al*. 2013. Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique. Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) - Service du Patrimoine naturel et Office pour les insectes et leur environnement (Opie). 20 pages + 39 fiches.

Soulé, M. E. et Gilpin, M. E. 2001. The theory of wildlife corridor capability. Nature Conservation 2 : the role of corridors. Eds Saunder Hobbs RJ : 3–8.

Stanek, W. et Silc, T. 1977. Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von post method. Can. J. Soil Sci. 57 : 109–117.

Steiger J., Tabacchi E., Dufour S, Corenblit D., Peiry JL. 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems : a review for the temperate zone.

Stein, E. D. *et al.* 2009. Validation of a wetland rapid assessment method : use of EPA's level 1-2-3 framework for method testing and refinement. Wetlands 29 : 648–665.

Stengel, P., Gelin, S. 1998. Sol: interface fragile. Editions Quae.

Stevens, R. J, *et al*. 1998. Soil pH affects the process reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. Soil Biology and Biochemistry,30, 1119–1126. Dans Simek et Cooper 2002.

Stoddard, J. L. *et al*. 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. J. North Am. Benthol. Soc. 27 : 878–891.

Surian, N. et Rinaldi, M. 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. Geomorphology. 50 : 307-326.

Syversen, N. 2002. Cold-climate vegetative buffer zones as filters for surface agricultural runoff.

T

Tabacchi, E. *et al*. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. Hydrol. Process. 14 : 2959–2976.

Tabarelli, M. *et al*. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. Biol. Conserv. 91 : 119–127.

Talbo, H., Pauwels H. 2001. Capacités épuratrices des zones humides - Étude hydrogéologique et géochimique de zones humides - Relations avec les nappes d'eau souterraine; Rapport de synthèse BRGM lRP -50547- FR, 12 tab., 16 fig., 46 pages.

Tanner, C. C. *et al*. 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. Water Res. 29 : 17–26.

Tate, K. R. 1984. The biological transformation of P in soil. - In : Biological Processes and Soil Fertility. Springer, pp. 245–256.

The Potash Development Association 2011. Soil Analysis - Key to Nutrient Management Planning. 12.

Thévenot, J. 2013. Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité. 32.

Thévenot, J. 2014. Liste de référence des espèces de vertébrés introduits en France métropolitaine élaborée dans le cadre de la méthodologie de hiérarchisation des espèces invasives. Rapport d'étape n°1. 23 p + annexe.

Tischendorf, L. et Fahrig, L. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos 90 : 7–19.

Tischendorf, L. et Fahrig, L. 2000b. How should we measure landscape connectivity ? Landsc. Ecol. 15 : 633–641.

Todd, A.K. *et al*. 2006. Hydrologic dynamics and linkage in a wetland-dominated basin. Journal of Hydrology 319:15-35.

Torri, D. et Poesen, J. 2014. A review of topographic threshold conditions for gully head development in different environments. Earth-Sci. Rev. 130 : 73–85.

Trimble, S. W. et Mendel, A. C. 1995. The cow as a geomorphic agent—a critical review. Geomorphology 13 : 233–253.

Triplet, P. 2017. Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature. ISBN 978-2-9552171-0-8, 939 p.

Truchon H., De Billy V., Bezombes L., Padilla B. 2020. Dimensionnement de la compensation ex ante des atteintes à la biodiversité - État de l'art des approches, méthodes disponibles et pratiques en vigueur. Office français de la biodiversité. Collection Comprendre pour agir. 64 p.

Tsihrintzis, V. A. et Madiedo, E. E. 2000. Hydraulic resistance determination in marsh wetlands. Water Resour. Manag. 14 : 285–309.

Turner, B. L. et Blackwell, M. S. A. 2013. Isolating the influence of pH on the amounts and forms of soil organic phosphorus. Eur. J. Soil Sci. 64 : 249–259.

U

Ullah, S. et Faulkner, S. P. 2006. Denitrification potential of different land-use types in an agricultural watershed, lower Mississippi valley. Ecol. Eng. 28 : 131–140.

V

Valentin, C. *et al*. 2005. Gully erosion : impacts, factors and control. Catena 63 : 132–153.

Valéry, L. *et al*. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomen itself. Biol. Invasions 10 : 1345–1351.

Valéry, L. *et al*. 2009. Invasive species can also be native... Trends Ecol. Evol. 24 : 585.

Vandaele, K. *et al*. 1996. Geomorphic threshold conditions for ephemeral gully incision. Geomorphology 16 : 161–173.

Van Hoorn J.W. 1981. Salt movement leaching requirement. Agric. Water Manag, 4, 409-428.

Von Post, L. 1922. Sveriges geologiska undersciknings torvinventering och niLgra av dess hittills vunna resultat. Sv. Mosskulturfcirening, Tidskr. l : l-27. Dans Stanek et Silc 1977.

Vought, L. *et al*. 1994. Nutrient Retention in riparian ecotones. Ambio : 342–348.

W

Walker L. R. 1999. Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World Series. Elsevier, Amsterdam. Dans Walker 2011.

Walker, L. R. 2011. Integration of the study of natural and anthropogenic disturbances using severity gradients. Austral Ecol. 36 : 916–922.

Wang, G. *et al*. 2014. Role of soil erodibility in affecting available nitrogen and phosphorus losses under simulated rainfall. J. Hydrol. 514 : 180–191.

Warwick, J., Hill, A.R. 1988. Nitrate depletion in the riparian zone of a small woodland stream. Hydrobiologia 157 231–240.

Wasson, J.-G. *et al*. 2001. Définition des hydroécorégions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive cadre pour la gestion des eaux. 69.

Wasson, J.B. *et al*. 2002. Les hydro-écorégions de France métropolitaine : approche régionale de al typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Cemagref, Ministère de l'Ecologie et Développement Durable. 190 p.

Wasson, J.-G. *et al.* 2004. Les hydro-écorégions: une approche fonctionnelle de la typologie des rivières pour la Directive cadre européenne sur l'eau. Ingénieries-EAT: 3–10.

Weitz, A. M. *et* al. 2001. N2O emissions from humid tropical agricultural soils : effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. Soil Biol. Biochem. 33 : 1077–1093.

Wells, C. *et al*. 2017. Hydrology of a wetland-dominated headwater basin in the Boreal Plain, Alberta, Canada. Journal of Hydrology. 547 : 168-183.

Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. 59 p.

Wettstein, W. et Schmid, B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands : effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. J. Appl. Ecol. 36 : 363–373.

Whalen, S. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. Environ. Eng. Sci. 73–94.

White, F. M. 2005. 3.5 Open Channel Flow. CRC Handb. Mech. Eng. : 66.

Whiting, G. J. et Chanton, J. P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands : methane emission versus carbon sequestration. Tellus B 53 : 521–528.

Whittier, T. R. *et al*. 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity : three examples from streams and rivers in the western USA. Trans. Am. Fish. Soc. : 718–735.

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. Funct. Ecol. 3 : 385–397.

Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes : taking landscape ecology into the water. Freshw. Biol. 47 : 501–515.

Wiens, J. A. *et al*. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos : 369–380.

Więski, K., Guo, H., Craft, C.B., Pennings, S.C. 2010. Ecosystem functions of tidal fresh, brackish, and salt marshes on the Georgia coast. Estuaries Coasts 33, 161–169.

Williams, P. *et al*. 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. Biol. Conserv. 115 : 329–341.

Winter, T.C. et LaBaugh, J.W. 2003. Hydrologic consideration in defining isolated wetlands. Wetlands. 25 : 532-540.

Wischmeier, W. H. et Mannering, J. V. 1969. Relation of soil properties to its erodibility. Soil Sci. Soc. Am. J. 33 : 131–137.

Woltemade, C. J. 2000. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. J. Soil Water Conserv. 55 : 303–309.

Wood, S.L., Wheeler, E.F., Berghage, R.D., Graves, R.E. 1999. Temperature effects on wastewater nitrate removal in laboratory-scale constructed wetlands. Trans. ASAE 42.

Wörman, A., et Kronnäs, V. 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. J Hydrol. 301 : 123–38.

Wu, K. et Johnston, C.A. 2008. Hydrologic comparison between a forested and a wetland/lake dominated watershed using SWAT. Hydrological Processes. 22 : 1431-1442.

Y

Yang, W. *et al*. 2008. Water quantity and quality benefits from wetland conservation and restoration in the Broughton's creek watershed. A research report submitted to Ducks Unlimited Canada, 51 p.

Youngquist, M. B. et Boone, M. D. 2014. Movement of amphibians through agricultural landscapes : The role of habitat on edge permeability. Biol. Conserv. 175 : 148–155.

Yetter, J.C. 2004. Hydrology and geochemistry of freshwater wetlands on the Gulf of Mexico of Veracruz. Waterloo, Mexico, 336 p.

Z

Zedler, J. B. 2004. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands : Opportunities, Opportunists, and Outcomes. Crit. Rev. Plant Sci. : 431–452.

Zhang, H. et Huang, G. H. 2011. Assessment of non-point source pollution using a spatial multicriteria analysis approach. Ecol. Model. 222 : 313–321.

Synthèse réalisée sur la mise en œuvre de la version 1 de la méthode

Baptist F., Gayet G., Caessteker P. 2020. Bilan de la mise en œuvre de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Synthèse des actions de transfert, de sensibilisation, d'information et retours critiques sur son application en France métropolitaine.

Références des rapports de stages associés à la conception de la méthode

Barret Z. 2018. Contribution à l'élaboration de la nouvelle version de la Méthode Nationale d'Évaluation des Fonctions des Zones Humides (MNEFZH) – Étude sur l'emploi du prototype 2018 dans les contextes du SAGE Estuaire de la Gironde et milieux associés. Rapport de stage de Master 2, Syndicat Mixte pour le développement durable de l'estuaire de la Gironde – OFB – PatriNat. 79 p.

Ribas A. 2018. Comment dimensionner une mesure de compensation écologique en zones humides sur le territoire du SAGE Estuaire de la Gironde ? Rapport de stage de Master 2, Syndicat Mixte pour le développement durable de l'estuaire de la Gironde – OFB – PatriNat. 37 p.

Rolland M. 2018. Étude du prototype 2018 de la Méthode Nationale d'Évaluation des Fonctions des Zones Humides - Critique et pistes d'amélioration. Rapport de stage de Master 2, Irstea – OFB – PatriNat. 83 p.

Fabrègue T. 2018. Mise en application et retours critiques du prototype 2018 de la Méthode Nationale d'Évaluation des Fonctions des Zones Humides. Syndicat mixte des étangs littoraux (Siel) – OFB – PatriNat. 46 p.

Buelhoff K. 2015. La validation d'une méthode d'évaluation rapide des zones humides pour l'Isère. 34 p.

Buelhoff K., Jaymond D. 2015. Étude d'une méthode d'évaluation des zones humides : la validation et l'application d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides. Rapport technique IRSTEA, 79 p.

Deloison C., Loisy A. 2015. Étude de la construction d'une Méthode d'évaluation rapide des zones humides de sa mise en œuvre à la représentation des résultats. Rapport de Master 2, Polytech Tours/Université François Rabelais de Tours, 125 p.

Durántez Jiménez P. 2015. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites, applications géomatiques et prospections de terrain. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Toulouse, 71 p.

Giraud F. 2015. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites et applications géomatiques. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale Nord-Est de l'Onema, 55 p.

Jaymond, D. 2015. Étude d'une méthode d'évaluation rapide des zones humides - La validation et l'application d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides.: 65.

Juhel C. 2015. Contribution à la construction d'une méthode rapide d'évaluation des fonctions des zones humides. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Compiègne, 68 p.

Longa S. 2014. Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation rapide des fonctions des zones humides : échantillonnage des sites, applications géomatiques et prospection sur le terrain. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Metz, 145 p.

Simon O. 2014. Contribution à la construction d'une méthode rapide d'évaluation des fonctions des zones humides : évaluation du potentiel de restauration. Rapport de Master 2, Délégation Interrégionale de l'Onema à Rennes, 170 p.

RÉSUMÉ

Les engagements de l'État français pour mettre en œuvre la directive cadre sur l'eau reposent sur deux principes majeurs : (1) prévenir toute dégradation supplémentaire des écosystèmes aquatiques, terrestres et des zones humides qui en dépendent directement et (2) préserver et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques par la reconquête du bon état des eaux. En conséquence, concevoir et réaliser des projets dits de « moindre impact environnemental » suppose de respecter la séquence « éviter, réduire, compenser » (dite « ERC ») et de connaître la réglementation s'y afférant (articles L. 110-1 et L. 163-1 et suivant du code de l'environnement (CE)).

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques des zones humides (au sens de l'Art. L. 211-1 du CE) sont une des composantes à prendre en compte durant la mise en œuvre de la séquence ERC (L110-1 du CE). La loi de reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (2016), les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et certains Schémas d'Aménagement de gestion de l'eau (SAGE) prescrivent désormais que les projets entraînant une détérioration partielle ou totale de zone humide doivent être accompagnés de mesures compensatoires permettant la restauration, la réhabilitation et la création de zone humide équivalente d'un point de vue fonctionnel.

Cette version 2 de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides permet une évaluation rapide et une vérification du respect des principes de la compensation dans l'hexagone. Elle s'adresse à un public technique en charge de la réalisation d'études ou de projets, de l'instruction ou de la rédaction d'avis techniques de dossier d'autorisation environnementale portant sur les zones humides ou marais. La méthode a été conçue sur la base de recherches bibliographiques, de tests de prototypes (sur environ 400 sites) et de révisions sur la base des retours critiques des partenaires. Les retours d'expérience des utilisateurs de la version 1 ont aussi permis d'améliorer la méthode et de produire la version 2.

Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et en rapport avec l'accomplissement du cycle biologique des espèces sont évaluées. Les propriétés intrinsèques du site (en zone humide) et de son environnement (zone contributive, zone tampon, paysage et éventuellement le cours d'eau associé) sont pris en compte. Les principales nouveautés de cette version 2 sont l'intégration des zones humides du littoral marin et des marais, de nouvelles fonctions et de nouveaux indicateurs. En plus, une interface de dimensionnement est désormais disponible pour que les parties prenantes octroient un ratio fonctionnel au projet d'aménagement.

En utilisant cette méthode, les informations relevées sur les sites, impacté et de compensation, d'un projet d'aménagement permettent de renseigner : (1) le diagnostic de contexte : est-ce pertinent de comparer les fonctions sur les sites impacté et de compensation ? (2) l'interface de dimensionnement : quel ratio fonctionnel les parties prenantes octroient-elles au projet d'aménagement pour évaluer l'équivalence fonctionnelle, compte tenu du risque d'échec de la mesure de compensation et du délai pour obtenir son résultat ? (3) le diagnostic fonctionnel : les gains fonctionnels sur le site de compensation portent-ils sur suffisamment d'indicateurs pertinents (étant donné les enjeux fonctionnels sur le territoire) pour considérer qu'ils compensent bien les pertes fonctionnelles et que l'équivalence fonctionnelle est satisfaisante ?

Le résultat permet d'évaluer la vraisemblance d'une équivalence fonctionnelle, indicateur par indicateur, fonction par fonction, à l'issue des mesures de compensation. Un guide et un tableur permettent d'appliquer et d'afficher le résultat de l'évaluation. Cette méthode a vocation à être mise à jour, complétée et révisée dans le futur.

PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD)
Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel
Jardin des Plantes
CP41 – 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire
75005 Paris
www.patrinat.fr