

Convention Région wallonne et HGE-ULg Caractérisation complémentaire des masses d'eau dont le bon état dépend d'interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines

D4.1 Développement d'indicateurs des interactions entre eaux souterraines et eau de surface

Coordinateur du projet :

Dr. ir. Serge Brouyère (HGE-ULg)

Partenaires scientifiques :

ULg-HGE : Dr. ir. Philippe Orban, Pierre Briers

GxABT-ULg-AEESP : Prof. Aurore Degré, Dr. Catherine Sohier

UN-LEED : Prof. Jean-Pierre Descy, Laurent Viroux, Bruno Leporcq

UN-GEOL : Prof. Vincent Hallet, Flore Schmit, Gaëtan Rochez

Rédaction : Pierre Briers, Philippe Orban, Serge Brouyère

Table des matières

1.	Introduction et objectifs	4
2.	Sélection du type d'indicateurs utilisés pour caractériser l'interaction nappe-rivière	5
3.	Description fonctionnelle du bassin versant	7
4.	Description des indicateurs proposés.....	10
4.1.	Indicateurs quantitatifs intrinsèques	11
4.1.1.	Indicateur d'importance relative de l'infiltration dans le bassin versant.....	11
4.1.2.	Indicateur d'importance relative du drainage souterrain de la nappe	11
4.1.3.	Indicateur relatif à l'importance de l'eau souterraine sur le débit du cours d'eau.....	12
4.1.4.	Indicateur d'importance relative des composantes de drainage lents et rapides de la nappe.....	13
4.2.	Indicateurs de pression quantitative	14
4.2.1.	Indicateur de prélèvement d'eau souterraine par rapport à l'eau utile	14
4.2.2.	Indicateur de prélèvement d'eau souterraine par rapport à l'infiltration	14
4.2.3.	Indicateur d'impact du prélèvement d'eau souterraine sur le débit du cours d'eau	15
4.2.4.	Perspectives pour le développement d'autres indicateurs de pression	15
5.	Méthodologie proposée pour le calcul des termes nécessaires au calcul des indicateurs.....	17
5.1.	Données issues du calcul des bilans hydrogéologiques.....	18
5.2.	Calcul des grandeurs physiques non quantifiées.....	18
5.2.1.	Extraction du débit de base de l'hydrogramme du cours d'eau	18
5.2.2.	Dérivation des grandeurs physiques non quantifiées à partir du débit de base.....	19
6.	Application sur les bassins et les sous-bassins tests.....	21
6.1.	Application pour le bassin du Triffoiy	24
6.2.	Application pour le bassin du Hoyoux Amont.....	25
6.2.1.	Hoyoux Amont sans tenir compte du Torrent de Bonne.....	26
6.2.2.	Hoyoux Amont en tenant compte du Torrent de Bonne.....	27
6.2.3.	Application pour le bassin du Torrent de Bonne seul.....	28
7.	Proposition d'une typologie des bassins versants par combinaison des indicateurs	30
7.1.	Approche théorique de la typologie des bassins versants sur base de la combinaison des indicateurs	30
7.2.	Application de la classification typologique aux bassins tests.....	34
7.2.1.	Application pour les bassins du Triffoiy et du Hoyoux Amont	34

7.2.2. Application pour le bassin du Torrent de Bonne	35
8. Application de la méthodologie du Gap ESU aux données de nitrate acquises durant le projet ..	36
9. Conclusions et perspectives.....	39
9.1. Indicateurs et typologies du bassin versant.....	39
9.2. Application des indicateurs et de la typologie sur d'autres bassins versants	39
10. Bibliographie	42
Annexes.....	45
1. Calcul du débit de base	45
Notions théoriques	45
Séparation d'hydrogramme	47

1. Introduction et objectifs

Dans les premiers états des lieux par masses d'eau de surface et d'eau souterraine, la Région n'avait pas pu statuer de manière claire sur l'influence de l'interdépendance nappe-rivière sur l'état respectif des eaux souterraines et des eaux de surface. Partant de ce constat, un des objectifs principaux du projet ESO-ESU est de définir un référentiel pour caractériser ces interactions, leur sens, leur importance et ce, tant par l'acquisition de données pour le calcul de bilans à l'échelle des bassins versants (*'D3.3 Bilans Hydrogéologiques'*) et la mise en œuvre et la proposition d'investigations de terrain adaptées (*'D3.5 Quantification des échanges nappe-rivière pour les bassins tests'*) que sous la forme d'indicateurs de ces interactions et les moyens de le calculer (présent livrable).

Plus précisément, avant même de statuer sur l'impact d'un compartiment sur l'autre et inversement, il s'agit d'abord de déterminer leur interdépendance « intrinsèque ». En d'autres mots, il ne peut y avoir de dépendance entre compartiments s'il n'y a pas d'interaction via un échange d'eau. Et, au plus cette interaction représente une part significative des échanges d'eau, au plus l'impact de l'état quantitatif ou qualitatif d'un compartiment sur l'état de l'autre peut être conséquent. Il faut également évaluer la dépendance de ces deux compartiments vis-à-vis de variables « externes » (forces motrices et pressions) telles que les conditions météorologiques/climatologiques, les prélèvements d'eau, l'occupation du sol...

L'objectif de ce livrable D4.1 est de proposer des indicateurs reflétant l'importance des interactions ESO-ESU sur base de l'expérience acquise et des données collectées dans le cadre de la convention. Dans un premier temps, les principales catégories d'indicateurs envisageables sont brièvement passées en revue dans le but de sélectionner l'approche utilisée. Ensuite, en s'appuyant principalement sur les résultats obtenus à l'échelle des bassins (*'D3.3 Bilans Hydrogéologiques'*) et à l'interface nappe – rivière (*'D3.5 Quantification des échanges nappe-rivière pour les bassins tests'*), une description conceptuelle du bassin versant « type » du Condroz est proposée. Celle-ci sert de base à l'établissement de liens de causalité entre les composantes de flux d'eau et de matières dans un bassin versant « type » et à la définition des termes de base des interactions entre ces différentes composantes. Des indicateurs sont alors proposés en relation avec ces interdépendances.

Des méthodes spécifiques sont proposées pour calculer ces indicateurs et ceux-ci sont déterminés pour les bassins tests sur base des données collectées dans le projet. Du fait des contextes étudiés dans le projet (principalement des cours d'eau drainants, de type alcalin), l'essentiel de l'analyse portera sur le cas où l'échange d'eau est essentiellement depuis l'eau souterraine vers le cours d'eau. Cependant, la généralisation de ces indicateurs à d'autres types de bassins sera discutée (par exemple pour des bassins plus ruisselants ou des rivières perdantes...). Dans la foulée, une typologie des bassins versants est proposée, basée sur le croisement de divers indicateurs. Cette typologie permet de distinguer différents fonctionnements du cours d'eau en rapport avec ces interactions ESO-ESU et d'y clarifier l'importance relative de l'eau souterraine sur le régime et l'état quantitatif et qualitatif du cours d'eau. Les données acquises dans le cadre du projet sont finalement utilisées pour illustrer l'ensemble de ces développements.

Pour terminer ce rapport, le calcul simplifié d'un « GAP eau souterraine » est proposé sur base des données collectées dans le cadre du projet. Les concentrations en nitrate sont très proches du mauvais état pour la qualité des cours d'eau étudiés, mais sans que celui soit atteint. Ce calcul est donc essentiellement théorique, visant à illustrer ce qui pourrait être envisagé dans les cas où cela se révélerait nécessaire. Le calcul des flux de nitrate basé sur les données de terrain est présenté et est comparé aux flux théoriques calculés par la méthode de quantification des « efforts » à réaliser pour l'atteinte du bon état qualitatif des eaux de surface dans la méthode GAP. Ces flux sont également comparés à ceux modélisés par le modèle EPIC ('D4.2 Modélisation agro-hydrologique des bassins versants du Triffoiy et du Hoyoux Amont').

2. Sélection du type d'indicateurs utilisés pour caractériser l'interaction nappe-rivière

D'une manière générale, un indicateur est un outil d'évaluation et d'aide à la décision grâce auquel on va pouvoir mesurer une situation (indicateur d'état) ou une tendance (indicateur d'évolution), de façon relativement objective, à un instant donné et pour une zone donnée. Cet indicateur doit constituer une synthèse d'un système ou d'une information complexe ne pouvant être appréhendée directement, offrant la possibilité à des acteurs différents de juger de la situation. Un indicateur peut en agréger d'autres. Il doit exister une relation causale entre le fait mesuré (indiqué) et l'indicateur. L'utilité d'un indicateur dépend d'abord de sa capacité à refléter la réalité, mais aussi de sa simplicité d'acquisition et de compréhension (Brouyère *et al.* 2007).

La construction d'un indicateur peut s'effectuer selon quatre approches conceptuelles (Vrba & Lipponen 2007) que sont les approches *bottom-up*, *top-down*, *systémique (boîte noire)* et *de cause à effet*. Les approches de type *bottom-up* consistent à assembler des données primaires détaillées en différents niveaux hiérarchiques d'indicateurs, en utilisant une approche intuitive et mathématique. Ces approches ont tendance à être critiquées parce que trop restrictives mais elles sont souvent utilisées lorsque les données sont abondantes. Les approches de type *top-down* sont basées sur une description fonctionnelle du système et des objectifs à atteindre. Elles en décomposent l'architecture jusqu'à la donnée primaire afin de déterminer les besoins à mettre en œuvre. Les modèles de type *systémique* ou *boîte noire* sont souvent utilisés dans ce type de système afin de faciliter la mise en pratique mais ne sont pas assez détaillés pour être validables. L'approche systémique analyse les flux entrant et sortant ainsi que les stocks avant de définir un indicateur. Cette méthode est prometteuse mais souvent complexe et considérée parfois comme trop académique. Les approches de type *cause à effet* sont largement utilisées pour le développement d'indicateurs. Par exemple, plusieurs concepts ont été développés suivant la séquence Pression-Etat-Réponse (PER ou PSR), élaborée par l'OCDE (Organisation pour la Coopération et le Développement Economique), ou plus sophistiquée, comme la FDPEIR « Force-Directrice-Pression-Etat-Impact-Réponse » (DPSIR) (Gardin *et al.*, 2006, Beaujean *et al.*, 2013).

Lorsque le choix du cadre conceptuel est effectué, l'étape suivante pour la conception de l'indicateur repose sur des choix de normalisation tels que la détermination de valeurs de références (seuil,

normes, valeurs critiques,..) et le mode de visualisation (code couleur, évolution graphique) le plus représentatif (Geniaux 2006). Ces choix sont habituellement du ressort des décideurs et gestionnaires de la ressource en eau qui doivent établir les valeurs pivots associées.

Les tentatives de développement d'indicateurs en lien avec les ressources en eau ne sont pas nouvelles. Différents programmes nationaux ou internationaux ont vu le jour depuis de nombreuses années afin de produire des guides méthodologiques visant le développement de ces indicateurs. Une littérature large et variée couvrant les différents compartiments des systèmes aquatiques existe (Tharme 2003, Sophocleus 2007, Henriksen *et al.*, 2008, GENESIS Project 2012, E-Flows-European Commission 2015a, GWAE-European Commission 2015b ...).

Les eaux souterraines sont une ressource clé et sont soumises à de nombreuses pressions telles que les prélèvements anthropiques, la pollution et les changements climatiques (Danielopol *et al.*, 2003). Cette eau souterraine a principalement trois rôles majeurs incluant (1) l'alimentation des eaux de surface par un débit de base qui supporte un écoulement tout au long de l'année, (2) une contribution au maintien de la qualité des eaux de surface via diverses interactions physiques, chimiques et biologiques (3) la production des besoins anthropiques (consommation, irrigation...). De nombreux indicateurs en relation avec ces trois rôles ont été développés (importance du débit de base sur l'écoulement total, importance des prélèvements sur le taux de recharge de l'aquifère...). Des données hydrologiques et environnementales de bonne qualité sont nécessaires afin qu'elles puissent servir pour le calcul d'indicateur représentatifs.

Dans le cadre du projet ESO-ESU, partant de la conceptualisation des interactions nappe-rivière qui a découlé du Délivrable D3.5 (*'Quantification des échanges nappe-rivière pour les bassins tests'*) qui décrit en « cascade » les différentes composantes des flux d'eau et de matières, le choix s'est assez naturellement porté sur des indicateurs de type *cause à effet*. On s'inscrira également implicitement dans une approche de type DPSIR en faisant en particulier une distinction claire entre d'une part une liste d'indicateurs « intrinsèques » relatifs aux interactions nappe-rivière, d'autre part des indicateurs de pression. Les premiers viseront essentiellement à objectiver l'importance des interactions nappe-rivière indépendamment de toute influence de l'Homme (ex : importance du débit de base sur l'écoulement dans le cours d'eau), les deuxièmes viseront à établir la pression anthropique sur le milieu naturel (ex : importance des prélèvements d'eau).

3. Description fonctionnelle du bassin versant

Afin de développer des indicateurs des échanges nappe-rivière ainsi que de l'importance des captages sur cet environnement aquatique, une compréhension du fonctionnement du bassin versant est nécessaire. Les flux d'eau au sein d'un bassin versant peuvent être ramenés à des échanges entre les différents compartiments du système. La Figure 1 propose une représentation schématique du bassin versant type tel qu'étudié dans le projet, avec ici un synclinal calcaire localisé entre des crêtes gréseuses, au sein duquel les eaux souterraines sont drainées latéralement par le cours d'eau mais peuvent également circuler axialement dans le milieu souterrain au sein des synclinaux calcaires. Cette description du bassin fait évidemment de nombreuses hypothèses simplificatrices des processus réels.

Ce bassin versant est alimenté par les eaux de précipitations (P) qui sont majoritairement réémises vers l'atmosphère par évapotranspiration (ETR). Cette partie est d'autant plus importante que la couverture végétale est abondante et la température élevée, elle est donc variable dans l'année. Dans le modèle conceptuel de Thornthwaite, l'**Eau Utile (EU)**, est celle qui demeure après réalimentation du stock d'humidité du sol ('RFU'), est, par après, disponible pour l'alimentation directe du cours d'eau par le ruissellement 'R' et pour la recharge de la nappe d'eau souterraine par l'infiltration 'I'.

Cette recharge de la nappe par infiltration contribue à la remontée de la nappe et au renouvellement associé des réserves en eau souterraine, ainsi qu'aux écoulements souterrains vers (1) l'aval hydrogéologique du bassin versant (Q_{ESO}), les cours d'eau drainants (Q_B) et les captages par pompage ou par drainage (Q_C). Les indicateurs devant refléter le comportement « moyen » du système nappe-rivière, ils doivent idéalement être calculés sur base de chroniques pluriannuelles. Sur cette base-là, on peut considérer que le renouvellement du stock en eau du sol est satisfait. La variation de stock des eaux souterraines peut également être supposé négligeable, sous réserve que l'impact des captages ne soit pas tel que l'on se retrouve en régime de surexploitation de l'eau souterraine ($Q_C > I$).

Dans le cas d'un bassin versant au sein duquel le cours d'eau est perdant, à savoir que le niveau du cours d'eau est supérieur au niveau de la nappe le long de son cours (Figure 2), l'interaction cours d'eau nappe est inversée. La nappe d'eau souterraine est toujours potentiellement alimentée par l'eau qui s'infiltré dans le bassin versant, mais à cela s'ajoute une composante plus ponctuelle correspondant à la quantité d'eau qui s'infiltré à travers le lit du cours d'eau.

Partant de cette description physique du bassin versant, on peut se baser sur les modèles conceptuels décrivant la dynamique des interactions nappe-rivière tels que proposés à la fin du Délivrable D3.5 ('Quantification des échanges nappe-rivière pour les bassins tests'), pour établir un diagramme relationnel entre les différentes composantes du cycle de l'eau dans le bassin versant, suivant une approche de type *cause à effet* (Figure 3). Faute d'avoir pu étudier de manière très quantitative l'interaction de type ESU → ESO (rivière perdante), on se focalisera par la suite sur le cas où la nappe est drainée par le cours d'eau (interaction ESO → ESU) même si on reviendra à différentes occasions sur le cas inverse.

Dans la Figure 3, on peut schématiquement distinguer trois grandes unités : (1) l'**eau « atmosphérique »** qui regroupe l'ensemble des processus qui amène l'eau à la surface du sol et à la génération de l'**Eau Utile (EU)**, (2) l'**eau de surface (ESU)** qui regroupe l'ensemble des flux d'eau qui s'écoulent à la surface du sol de manière diffuse (ruissellement) ou concentrée (cours d'eau de surface), (3) l'**eau souterraine (ESO)** qui regroupe l'ensemble des flux d'eau localisés plus profondément dans le milieu souterrain. Les différentes composantes sont reliées par des flèches (en trait plein) qui définissent les liens de causalités qui les associent. A plusieurs endroits, des bifurcations, représentées sous forme de polygones, correspondant à des étapes de « partitionnement » du flux d'eau entre plusieurs composantes. A ce diagramme décrivant les liens de causalité physique entre les différentes composantes du cycle de l'eau, viennent encore se superposer des composantes anthropiques qui constituent des pressions appliquées directement ou indirectement sur les différents flux d'eau (flèches creuses). C'est en particulier le cas des prélèvements d'eau souterraine (Q_C) qui ont un impact direct sur les quantités disponibles d'eau souterraine et un impact indirect sur les eaux de surface qui en dépendent.

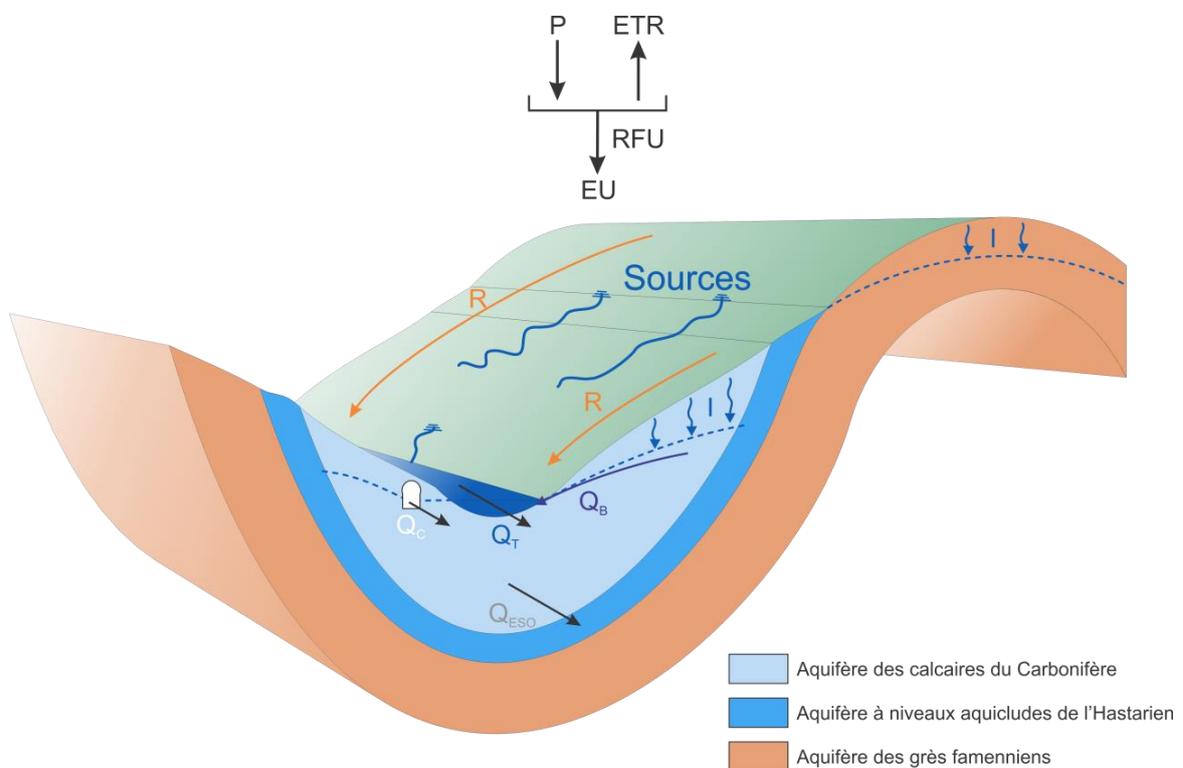


Figure 1 : Modèle conceptuel du fonctionnement d'un bassin versant de type drainant ; P – Précipitations, ETR – Evapotranspiration, RFU – Réserve Facilement Utilisable, EU – Eau Utile, R – Ruissellement, I – Infiltration, Q_T – débit de surface, Q_B – Débit de base, Q_C – Volumes prélevés par les captages, Q_{ESO} – Débits échangés entre bassins.

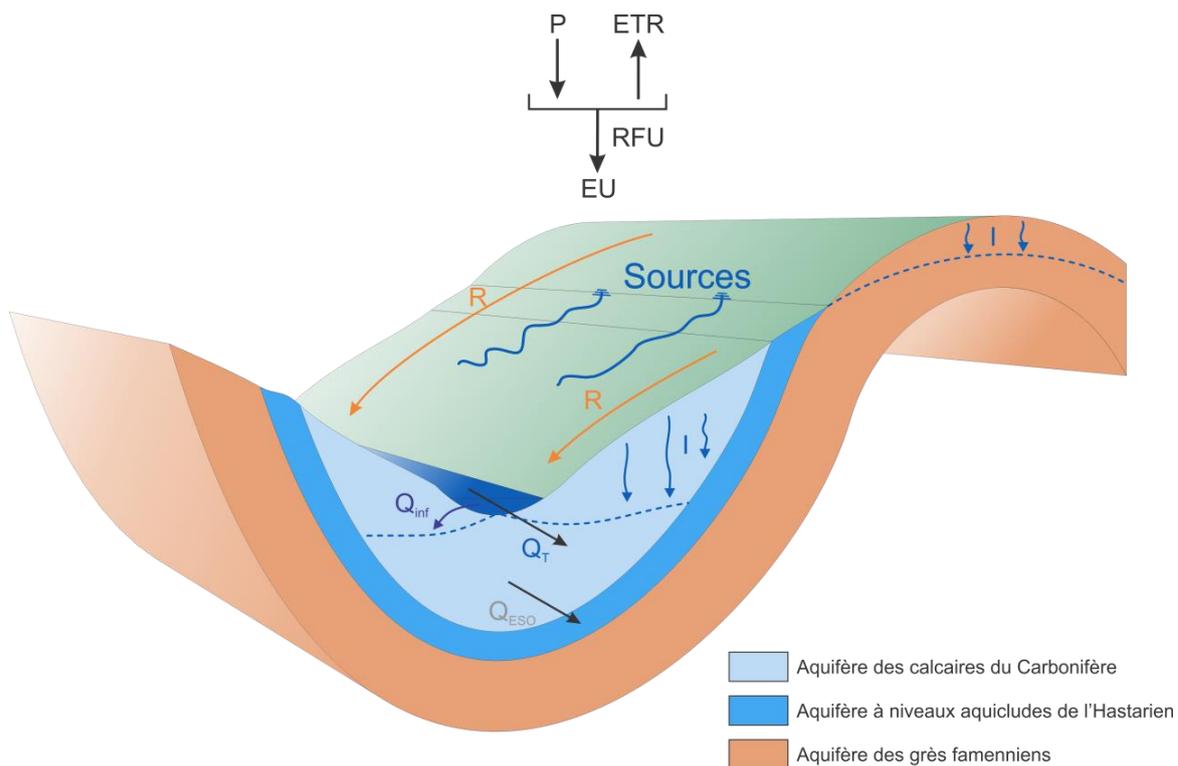


Figure 2 : Modèle conceptuel du fonctionnement d'un bassin versant de type perdant (rivière perchée) ; les termes utilisés sont ceux décrits à la Figure 1 à l'exception de Q_{INF} – débit d'infiltration de la rivière

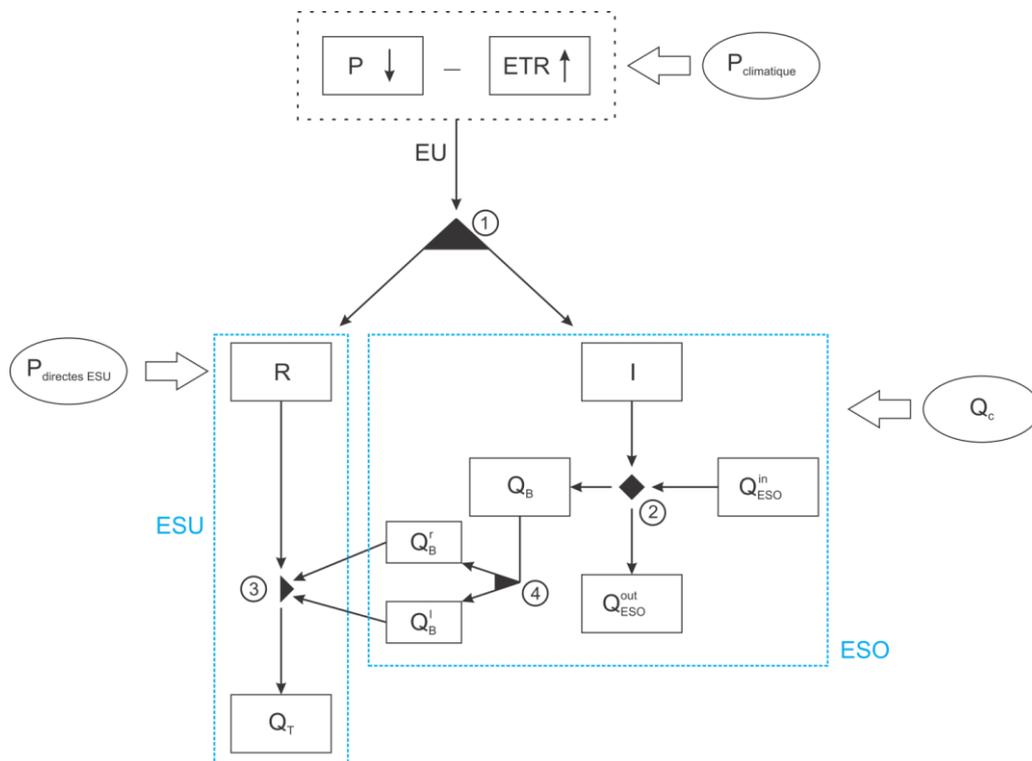


Figure 3 : Logigramme du fonctionnement d'un bassin versant drainant type du projet ; les flèches creuses font référence aux pressions exercées sur le système, les numéros associés aux polygones font référence aux numéros du sous-chapitre 4.1 où sont développés les différents indicateurs intrinsèques ; les termes utilisés sont ceux décrits à la Figure 1 à l'exception de Q_{ESO} – Débits échangés entrants (in) ou sortants (out) entre sous-bassins, Q_B – Débit de base (séparé en composante rapide Q_B^r et lente Q_B^l).

4. Description des indicateurs proposés

A partir du diagramme relationnel établi dans le chapitre précédent (Figure 3), on peut proposer une série d'indicateurs relatifs aux interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines. On y distinguera des indicateurs intrinsèques et des indicateurs de pression anthropique. Les indicateurs intrinsèques, associés aux différentes bifurcations indiquées dans le diagramme fonctionnel du bassin versant, décrivent l'importance relative de différentes composantes du cycle de l'eau indépendamment de l'influence des activités humaines. Ils visent donc à refléter le fonctionnement hydrologique naturel du bassin versant (ex : bassin versant infiltrant versus ruisselant) et l'importance relative de l'interaction nappe – rivière sur ce fonctionnement (ex : importance relative de l'écoulement souterrain Q_{ESO} par rapport au drainage par la rivière Q_B). Les indicateurs de pression vont, quant à eux, établir l'importance absolue des pressions anthropiques sur les différentes composantes du cycle de l'eau. Vu les objectifs de la convention, ils seront ici essentiellement centrés sur l'impact des prélèvements d'eau souterraine sur le fonctionnement du bassin versant.

Les indicateurs intrinsèques, bien que reflétant le fonctionnement hydrologique naturel du bassin versant, sont tout de même influencés par les pressions (prélèvements) via un changement des quantités d'eau circulant dans le milieu souterrain et dans le cours d'eau. Faute de disposer de mesures en l'absence de ces pressions, on devra les considérer tels quels dans les calculs. On part donc du principe que l'on considère l'état actuel du bassin versant comme cas de référence et que l'on envisage des modifications par rapport à cet état et pas par rapport à un état « originel » non impacté par l'homme. On pourrait toutefois appliquer l'ensemble de ces développements à un tel état « originel » pour peu que l'on dispose de données historiques qui permettent de le déterminer, ce qui, malheureusement, n'est probablement jamais le cas.

Le Tableau 1 reprend la liste des indicateurs proposés. Ceux-ci sont ensuite détaillés les uns après les autres.

Tableau 1 : Synthèse des indicateurs quantitatifs intrinsèques et de pression proposés

Indicateur	Symbole	Formule	Descriptif	Section
Intrinsèque	I_{ESO}^1	I/EU	Importance de l'infiltration dans le bassin versant	4.1.1
	I_{ESU}^1	R/EU	Importance du ruissellement dans le bassin versant	4.1.1
	I_{ESO}^2	Q_{ESO}/I	Importance du drainage de la nappe par échanges d'eau souterraine entre bassins	4.1.2
	I_{ESU}^2	Q_B/I	Importance du drainage de la nappe par le cours d'eau	4.1.2
	BFI	Q_B/Q_T	Importance du débit de base sur le débit total du cours d'eau	4.1.3
	I_{ESO}^3	Q_B^r/Q_B	Importance de la composante de drainage rapide	4.1.4
	I_{ESO}^4	Q_B^l/Q_B	Importance de la composante de drainage lent	4.1.4
Pression	P_1	Q_C/EU	Importance des prélèvements par rapport à l'eau utile	4.2.1
	P_2	Q_C/I	Importance des prélèvements par rapport à l'eau disponible pour l'infiltration	4.2.1
	P_3	$Q_C / (Q_C + Q_T)$	Impact des prélèvements sur le débit du cours d'eau	4.2.1

4.1. Indicateurs quantitatifs intrinsèques

4.1.1. Indicateur d'importance relative de l'infiltration dans le bassin versant

L'indicateur d'importance relative de l'infiltration permet de caractériser le bassin versant du point de vue de l'importance de la recharge de la nappe par infiltration par rapport à la quantité d'eau utile disponible pour l'infiltration et le ruissellement (Equation 1.1). On peut également définir son alter ego relatif à la composante de ruissellement (Equation 1.2)

$$I_{ESO}^1 = \frac{I}{EU} \quad (1.1)$$

$$I_{ESU}^1 = \frac{R}{EU} \quad (1.2)$$

où EU, I et R sont respectivement l'eau utile et les quantités d'eau infiltrée et ruisselée.

Cet indicateur permet de classer les bassins versants depuis ceux qui sont très ruisselants ($I_{ESO}^1 \rightarrow 0$) jusqu'à ceux qui sont très infiltrants ($I_{ESO}^1 \rightarrow 1$). Plus le bassin est infiltrant (indicateur I_{ESO}^1 élevé), plus l'eau de surface est a priori tributaire de l'eau souterraine. A l'inverse, plus cet indicateur est faible, plus la composante de ruissellement directe vers le cours d'eau est importante et donc plus le cours d'eau est tributaire des épisodes de ruissellement.

4.1.2. Indicateur d'importance relative du drainage souterrain de la nappe

L'eau souterraine présente dans le bassin versant peut le quitter soit par écoulement souterrain vers un bassin hydrogéologique adjacent (Q_{ESO}), soit par décharge directe ou indirecte (via des sources)

dans le cours d'eau (Q_B). L'indicateur d'importance relative du drainage souterrain permet d'établir par quel mode l'eau souterraine quitte le bassin versant en comparant ces deux composantes à la quantité d'eau infiltrée. L'Equation (2.1) représente l'importance relative de l'écoulement souterrain et l'Equation (2.2) relative à l'importance du drainage par les eaux de surface.

$$I_{ESO}^2 = \frac{Q_{ESO}}{I} \quad (2.1)$$

$$I_{ESU}^2 = \frac{Q_B}{I} \quad (2.2)$$

Ces indicateurs seront fortement influencés par l'existence de seuils hydrogéologiques en sortie de bassin versant ou le caractère drainant du cours d'eau sur la partie aval de son cours ($I_{ESO}^2 \rightarrow 0$). Plus l'indicateur I_{ESO}^2 est faible, plus l'eau souterraine retourne au cours d'eau, à tout le moins en partie aval du bassin versant. Dans un contexte de ce type, le cours d'eau sera vraisemblablement plus sensible aux volumes d'eau transitant par les eaux souterraines, donc aux prélèvements.

4.1.3. Indicateur relatif à l'importance de l'eau souterraine sur le débit du cours d'eau

De nombreux indicateurs en lien avec le débit des cours d'eau ont été développés depuis de nombreuses années (Olden & Poff, 2003). Ces indicateurs concernent tant le débit minimal, le débit maximal (Clausen & Biggs, 2000), en journalier, mensuel, annuel (Wood *et al.*, 2000) mais également le débit de base (Poff *et al.*, 1997), ce dernier étant le reflet des apports d'eau souterraine vers le cours d'eau et donc une composante essentielle de l'interaction nappe-rivière.

L'importance du débit de base sur l'écoulement total dans le cours d'eau peut être quantifiée par le calcul du Base Flow Index (BFI, Equation 3). Cet indicateur représente le rapport entre l'eau s'écoulant en surface ayant transité par le milieu souterrain (débit de base – Q_B) par rapport au débit total du cours d'eau (Q_T). Plus le BFI est important, plus le cours d'eau est dépendant des eaux souterraines tant du point de vue qualitatif (physico-chimie, minéralisation...) que quantitatif (volumes d'eau écoulés).

$$BFI = \frac{Q_B}{Q_T} \quad (3)$$

où Q_B est le débit de base (eau souterraine) et Q_T le débit total du cours d'eau établis sur base du bilan hydrogéologique pluriannuel.

Le débit de base n'est directement mesurable sur terrain que lors des périodes de récession (quand le ruissellement est nul). Pendant les périodes où le débit du cours d'eau est directement influencé par les précipitations, une estimation du débit de base peut être obtenue en appliquant l'une ou l'autre méthode de séparation d'hydrogramme. De nombreuses méthodes de séparation d'hydrogramme existent et différentes approches ont été testées lors du projet (VCN3, CMB, ...). Ce point est détaillé au niveau de l'annexe 1.

4.1.4. Indicateur d'importance relative des composantes de drainage lents et rapides de la nappe

Les résultats du projet ont montré qu'il était nécessaire de conceptualiser les apports d'eau souterraine vers la rivière en différentes composantes (lentes et rapides) afin d'expliquer les augmentations de concentrations en nitrate dans les rivières en hiver (cf. D3.5). En effet, la rivière est alimentée de manière permanente par la nappe à des concentrations en nitrate relativement constantes. Cependant, lors de la reprise de l'infiltration en hiver, ces apports d'eau lessivent le nitrate résiduel des sols agricoles. Cette eau recharge certainement en partie la nappe mais elle circule également en crête de nappe, transportant de cette manière rapidement du nitrate vers le cours d'eau. Ces apports d'eau utile se traduisent donc par une augmentation du débit du cours d'eau par du ruissellement, mais également de manière quasi synchrone mais plus prolongée, par un soutien du débit de base, plus riche en nitrate, associé à la remontée de la nappe suite à la recharge par infiltration.

Le débit de base (Q_B) peut donc être scindé en une composante 'lente' (Q_B^l) correspondant aux apports globaux venant de la nappe et d'une composante 'rapide' (Q_B^r) correspondant à ces circulations plus rapides en crête de nappe lors de la reprise d'infiltration en hiver (Equation 4).

$$Q_B = Q_B^l + Q_B^r \quad (4)$$

La première composante conduit donc à une augmentation progressive du bruit de fond en nitrate dans la nappe et la deuxième aux « bouffées » de nitrate dans les cours d'eau telles qu'observées en hiver et au printemps. Sur base de cette conceptualisation des écoulements souterrains, des indicateurs d'importance relative des composantes de drainage lents et rapides de la nappe peuvent être calculés et permettent de caractériser le bassin versant du point de vue du mode décharge principal de la nappe vers le cours d'eau. La composante lente se reflète donc sur l'évolution plurimensuelle du débit de base tandis que la composante rapide vient en partie en appui aux pics de crues suite à l'augmentation du niveau piézométrique après de fortes précipitations. L'Equation 5.1 représente l'importance relative de la composante de drainage rapide sur le débit de base tandis que l'Equation 5.2 représente l'importance relative de la composante de drainage lente sur le débit de base.

$$I_{ESO}^3 = \frac{Q_B^r}{Q_B} \quad (5.1)$$

$$I_{ESO}^4 = \frac{Q_B^l}{Q_B} \quad (5.2)$$

Où Q_B est le débit de base total (composante lente et rapide), Q_B^r est la composante rapide du débit de base, Q_B^l est la composante lente du débit de base.

Ces indicateurs reflètent également l'importance de stockage d'eau dans les réserves en eau souterraine (*i.e.* I_{ESO}^4 élevé). A l'opposé, un bassin présentant une capacité de stockage faible et un drainage rapide de la nappe par la rivière sera caractérisé par un indicateur I_{ESO}^3 plus important.

4.2. Indicateurs de pression quantitative

On peut envisager de nombreuses pressions appliquées aux différents compartiments du cycle de l'eau (indiqués par des flèches creuses à la Figure 3). Par exemple le changement climatique modifie le régime et l'intensité des précipitations et donc l'eau utile disponible pour l'infiltration et le ruissellement. Des prélèvements directs dans les eaux de surface peuvent aussi être envisagés en liaison avec diverses activités. Ici, l'accent reste essentiellement mis sur l'impact des prélèvements d'eau souterraine sur l'état quantitatif du cours d'eau. Dans la foulée, mais sans entrer dans les détails, des pistes sont proposées pour généraliser l'approche développée à d'autres pressions et d'autres composantes du cycle terrestre de l'eau.

Les prélèvements en eau souterraine représentent la quantité d'eau captée au sein d'un aquifère au moyen de pompage, drains, sources, ... en vue de de l'approvisionnement en eau de la population, l'industrie ou l'agriculture. Dans le cadre des bassins étudiés, les captages les plus importants correspondent à une distribution d'eau à usage de la population. Les données concernant les volumes prélevés ont été fournis par les compagnies d'eau.

Différents indicateurs des prélèvements en eau souterraine peuvent être calculés pour mettre en évidence leur importance notamment par rapport à la recharge de l'aquifère ou par rapport au débit du cours d'eau.

4.2.1. Indicateur de prélèvement d'eau souterraine par rapport à l'eau utile

Cet indicateur compare le volume prélevé par les eaux souterraines (Q_c) par rapport à la quantité d'eau disponible (EU) après évapotranspiration et recharge de la réserve facilement utilisable du sol (eau utile : infiltration + ruissellement). Cet indicateur renseigne sur l'importance des captages par rapport à l'eau globalement disponible dans le bassin versant. Il va donc permettre d'établir une échelle de pression globale exercée par les captages quelles que soient les fonctions de l'eau escomptées dans le bassin versant (alimentation en eau, soutien au débit et à la qualité du cours d'eau...). Les données concernant l'eau utile ont été calculées lors de la réalisation des bilans hydrologiques (cf. D3.2 Bilans hydrogéologiques).

$$P_1 = \frac{Q_c}{EU} \quad (6)$$

4.2.2. Indicateur de prélèvement d'eau souterraine par rapport à l'infiltration

Cet indicateur est complémentaire au précédent. A la place de mettre en relation le volume capté avec l'eau utile (qui prend en compte le ruissellement), il met la quantité d'eau captée en relation directe avec la recharge de l'aquifère (à savoir l'infiltration).

$$P_2 = \frac{Q_c}{I} \quad (7)$$

Cet indicateur renseigne sur le taux d'exploitation de la nappe par rapport à un risque de surexploitation et donc de baisse piézométrique généralisée (tarissement de la nappe quand $P2 > 1$). Cet indicateur correspond au 'Water Stress Index' établi par Montaigne (2002). Il définit des classes de 'stress', présentant une gradation entre A et F, en fonction de ce rapport prélèvement/recharge. Logiquement, plus ce rapport augmente, plus l'indice de stress augmente. Cet indice de stress est considéré comme faible lorsqu'il est inférieur à 5%, modéré entre 20 et 40%. Il devient fort lorsque le rapport dépasse 65% et est critique lorsque les prélèvements représentent plus de 95% de la recharge de l'aquifère.

Tableau 2 : Valeurs de l'indice de stress développé par Montaigne (2002)

Catégorie	Description	Indice de stress (Prélèvement/Recharge)
A	Faible	< 0,05
B		0,05 – 0,2
C	Modéré	0,2 – 0,4
D		0,4 – 0,65
E	Fort	0,65 – 0,95
F	Critique	> 0,95

4.2.3. Indicateur d'impact du prélèvement d'eau souterraine sur le débit du cours d'eau

Sans les volumes d'eau souterraine prélevés et exportés hors du bassin versant, une quantité plus importante d'eau serait disponible pour les échanges entre bassins ou pour l'alimentation des rivières par le débit de base.

Un indicateur est donc proposé afin de représenter l'importance des volumes prélevés par rapport aux volumes écoulés par les eaux de surface. Cet indicateur est calculé en faisant le rapport entre les volumes prélevés et la somme des volumes prélevés et des volumes écoulés par les eaux de surface. Cet indicateur renseigne donc sur l'impact potentiel maximal des prélèvements sur l'hydrodynamique du cours d'eau, *i.e.* en faisant l'hypothèse que toute l'eau prélevée alimenterait le cours d'eau en l'absence des captages.

$$P_3 = \frac{Q_c}{(Q_c + Q_t)} \quad (8)$$

4.2.4. Perspectives pour le développement d'autres indicateurs de pression

Les indicateurs de pression proposés ci-dessus se réfèrent à l'impact des captages d'eau souterraine sur le cycle hydrologique et hydrogéologique des eaux dans le bassin versant, pression principale avérée dans les bassins versants étudiés. L'approche proposée consiste essentiellement à comparer l'importance de la pression (le volume d'eau capté) à des grandeurs physiques caractéristiques du bassin versant (*i.e.* l'eau utile ou l'eau infiltrée). Moyennant le fait de disposer des mesures et données appropriées, on pourrait assez simplement généraliser cette approche à d'autres types de pressions,

tant quantitative. On pourrait par exemple évaluer l'impact de l'exhaure de carrière par comparaison du volume d'exhaure exporté hors du bassin par rapport aux mêmes grandeurs de référence que pour les captages (eau utile et infiltration).

Pour ce qui est d'indicateurs de pression qualitative (ex : impact des pollutions sur l'un ou l'autre compartiment ESO ou ESU), les indicateurs pourraient se baser par exemple sur une comparaison des volumes d'eau (potentiellement) impactés par des activités polluantes et les volumes d'eau qui circulent dans le bassin versant. Par exemple, l'impact des rejets urbains pourrait se baser sur une estimation du volume des eaux usées (a priori non épurées) rejoignant les cours d'eau (rejets directs) ou les eaux souterraines (infiltration plus ou moins diffuse, puits perdants...). Un bassin versant peu urbanisé et bien épuré constitue une pression nettement moins forte qu'un bassin versant très urbanisé sans réseau d'assainissement. De tels indicateurs devraient a priori refléter ces tendances générales et guider le décideur sur les choix et priorités en matière d'assainissement.

La quantification d'indicateurs de ce type devra très vraisemblablement reposer sur des données statistiques relatives à l'occupation du sol dans le bassin versant, la population qui y réside et sur les informations disponibles par exemple au niveau des plans d'assainissement par sous-bassins hydrographiques (PASH).

5. Méthodologie proposée pour le calcul des termes nécessaires au calcul des indicateurs

Le calcul des indicateurs présentés au point précédent nécessite l'acquisition d'un certain nombre de données sur base d'un réseau de mesures et de moyens expérimentaux tels que déployés dans les bassins étudiés dans le cadre du projet. Une description de ce réseau de mesure est disponible dans le livrable 'D2.4 (Réseau et programme de monitoring mis en place sur les sites tests)'. Une partie des grandeurs physiques utilisées a été obtenue par le calcul des bilans hydrogéologiques sur les bassins versants ('D3.3 Bilans hydrogéologiques'). D'autres grandeurs physiques (comme le débit de base, l'infiltration, le ruissellement et les échanges souterrains entre bassins) n'ont cependant pas été directement mesurés et doivent être estimés sur base d'autres méthodes.

Les différentes étapes par lesquelles on passe pour déterminer ces grandeurs physiques sont résumées sous forme d'un organigramme à la Figure 4 et sont décrites à la suite. Ces grandeurs physiques ont été quantifiées pour une période de deux années allant du 20/07/2013 au 20/07/2015. Toutes les données sont présentées en lame d'eau (mm) afin d'être comparable entre bassins (volumes divisés par la surface du bassin versant).

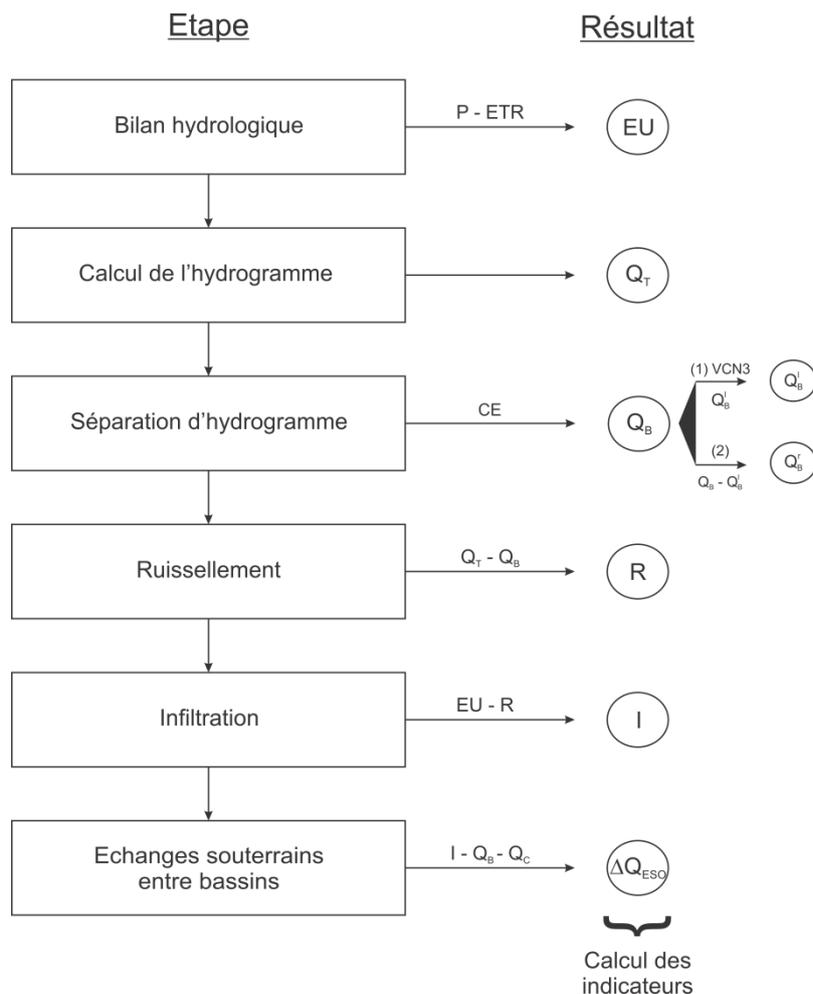


Figure 4 : Organigramme d'acquisition des paramètres nécessaires pour le calcul des indicateurs

5.1. Données issues du calcul des bilans hydrogéologiques

Les premières données nécessaires concernent les paramètres climatiques et les quantités d'eau entrant dans le système nappe-rivière. L'évapotranspiration représentant une quantité d'eau qui retourne vers l'atmosphère, seules les données concernant l'eau utile ($EU = P - ETR$) nous intéressent. Ces données sont obtenues suite au calcul du bilan hydrologique ('D3.3 Bilans hydrogéologiques') via les données météorologiques disponibles, le calcul de l'évapotranspiration par une approche de type Penman ou autre et de l'eau utile par une approche telle que le modèle hydrologique de Thornthwaite ou autre.

Les données concernant le débit de la rivière à l'exutoire du bassin (Q_T) sont également nécessaires pour calculer le bilan hydrologique. Le débit est déterminé sur base de données limnimétriques suivies en continu à l'aide de sondes pressiométriques et de jaugeages ponctuels de ces débits pour réaliser une courbe de tarage et calculer le débit du cours d'eau pour chaque hauteur d'eau mesurée par la sonde.

5.2. Calcul des grandeurs physiques non quantifiées

Si l'on se réfère au modèle conceptuel développé au point 3, certaines grandeurs physiques sont non quantifiées à ce stade (ruissellement, infiltration, débit de base et volumes échangés entre sous-bassins par les eaux souterraines) mais peuvent être dérivées les unes des autres une fois que certaines d'entre elles sont quantifiées. Ici, le choix s'est porté sur la détermination initiale du débit de base. Une fois ce débit de base déterminé, les autres grandeurs physiques peuvent en être dérivées.

5.2.1. Extraction du débit de base de l'hydrogramme du cours d'eau

L'extraction du débit de base (Q_B) est réalisée à partir d'une séparation d'hydrogramme. De nombreuses méthodes existent pour effectuer cette séparation d'hydrogramme et ainsi isoler le débit de base des autres apports vers le cours d'eau (la description et l'application de ces méthodes est disponible à l'Annexe 1). En résumé, on peut distinguer 2 approches :

- des méthodes sans traceur qui se basent sur des approches empiriques avec une séparation graphique ou mathématique de l'hydrogramme ;
- des méthodes avec traceur qui se basent sur l'utilisation d'un traceur hydrogéochimique ou isotopique de l'une ou l'autre composante (ESO ou ESU).

Dans le cadre de cette étude, on a vu que l'on pouvait considérer que le débit de base est constitué de deux composantes, lente Q_B^l et rapide Q_B^r . D'un point de vue calcul, la distinction entre ces deux composantes est obtenue en utilisant des approches différentes de séparation d'hydrogramme.

La composante lente du débit de base (Q_B^l) représente le drainage général de la nappe par le cours d'eau sans tenir compte des transferts rapides d'eau en crête de nappe lorsque la nappe remonte suite aux épisodes de recharge les plus prononcés en hiver. On peut donc considérer que l'évaluation de

cette composante lente peut être basée sur la méthode du 'VCN3'¹, qui a déjà été appliquée pour le calcul des variations de réserve de la nappe lors du calcul des bilans hydrologiques dans les bassins étudiés ('D3.3 Bilans hydrogéologiques'). La méthode VCN3, qui donne la tendance générale de l'évolution mensuelle, voire pluri-mensuelle, du débit de base (Q_{VCN3}), reflète bien le soutien du débit du cours d'eau sur le long terme.

L'utilisation de la conductivité électrique de l'eau ('Conductivity Mass Balance - CMB')² pour effectuer la séparation d'hydrogramme donne quant à elle un débit de base Q_{CE} plus important, allant « chercher » une quantité d'eau plus importante lors des épisodes de crues sur base du principe que cette eau est plus minéralisée parce qu'elle a effectivement transité par le milieu souterrain, ne fût-ce que de manière temporaire. Cette méthode donne donc une bonne estimation du débit de base total Q_B alimentant la rivière et représente donc l'entièreté des apports d'eau depuis la nappe vers la rivière via le débit de base.

La différence entre le débit de base total Q_B et sa composante lente représente donc la composante rapide du débit de base Q_B^r , correspondant aux apports de la nappe vers le cours d'eau via une circulation rapide en crête de nappe suite à l'augmentation du niveau piézométrique après de fortes précipitations.

En résumé, le calcul du débit de base et de ses composantes lente et rapide est effectué comme suit :

$$Q_B = Q_{CE} \quad (9.1)$$

$$Q_B^l = Q_{VCN3} \quad (9.2)$$

$$Q_B^r = Q_B - Q_{VCN3} \quad (9.3)$$

5.2.2. Dérivation des grandeurs physiques non quantifiées à partir du débit de base

Le débit total du cours d'eau est composé essentiellement du débit de base et du ruissellement. Le ruissellement peut donc être obtenu en faisant la différence entre le débit total du cours d'eau et le débit provenant des eaux souterraines :

$$R = Q_T - Q_B \quad (10.1)$$

¹ Le VCN3 est une technique de traitement de données hydrologiques qui est défini comme le débit moyen minimum sur 3 jours consécutifs observé au cours d'une période donnée, généralement un mois calendaire. Le minimum mensuel ainsi obtenu est alors considéré comme représentatif du débit de base. Aucune extrapolation n'est faite entre les points minima mensuels, ce qui signifie que le débit de base n'est représenté que par une seule valeur par mois.

² Ce type de séparation d'hydrogramme se base sur une approche de type mélange en faisant l'hypothèse que la signature du traceur des différentes composantes est constante et unique (contrastée entre elles) et que la conservation de masse s'applique du point de vue de la quantité et de la qualité d'eau incluant un mélange conservatif des composantes.

L'eau utile correspond à la quantité d'eau disponible pour le ruissellement et l'infiltration. Le ruissellement venant d'être calculé, l'infiltration peut être estimée en faisant à la différence entre l'eau utile et le ruissellement :

$$I = EU - R \quad (10.2)$$

Finalement, les échanges souterrains nets entre bassins correspondent à la différence entre l'entrée d'eau dans l'aquifère (infiltration) et la sortie d'eau (débit de base et volumes captés). Ces échanges peuvent être estimés comme suit :

$$\Delta Q_{ESO} = I - (Q_C + Q_B) \quad (10.3)$$

En ce qui concerne les indicateurs de pression, les volumes prélevés pour la production d'eau (Q_C) sont obtenus auprès des compagnies d'eau ou de la Région.

6. Application sur les bassins et les sous-bassins tests

En vue de tester et valider les indicateurs développés, la méthodologie proposée au chapitre 4 a été appliquée sur les bassins étudiés dans le cadre du projet à savoir le Triffois et le Hoyoux Amont. En vue de couvrir un maximum de cas de figures possibles, l'application a été menée à la fois à l'échelle globale de ces deux bassins mais aussi à l'échelle de certains de leurs sous-bassins (Figure 5).

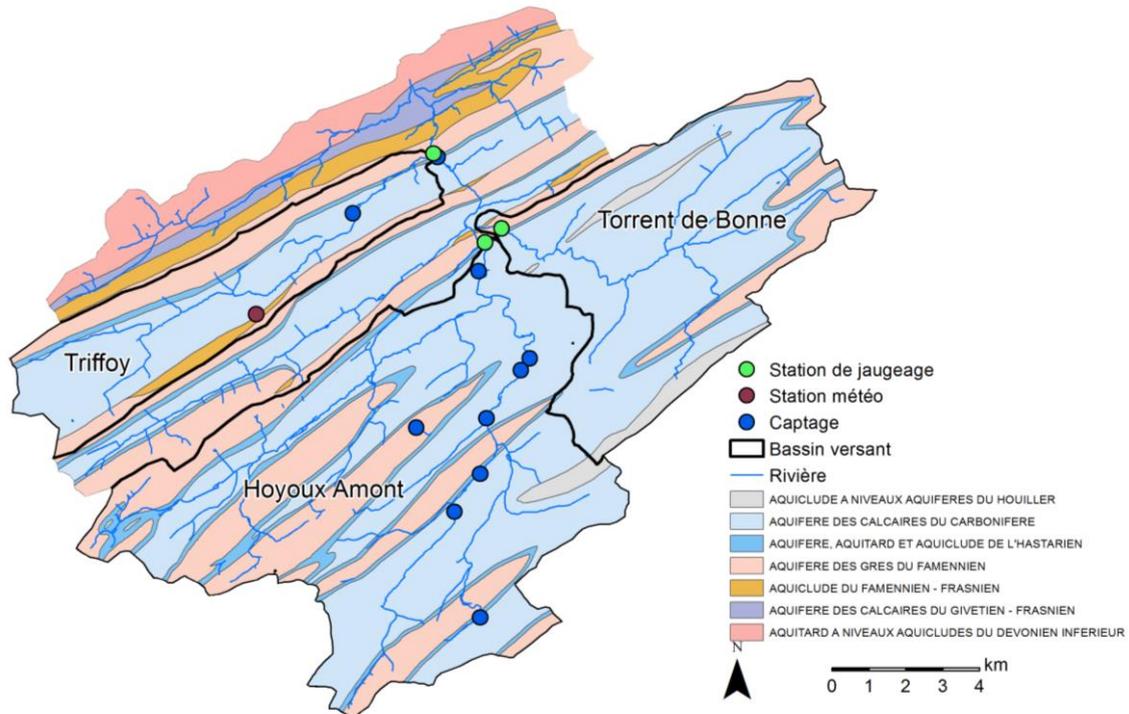


Figure 5 : Localisation des stations de jaugeage, de la station météo et des captages dans les bassins étudiés

Les données de conductivité électrique ont été enregistrées aux exutoires des 2 bassins tests (Triffois et Hoyoux Amont), les différentes approches de séparation d'hydrogramme ont été effectuées sur ces bassins et ont permis de différencier les apports lents et rapides de la nappe vers le cours d'eau.

Le calcul des bilans hydrogéologiques a montré l'importance des échanges souterrains provenant du Torrent de Bonne vers le bassin du Hoyoux Amont. Afin de tenir compte de ces échanges, les indicateurs seront calculés dans un premier temps sans inclure la superficie correspondant au bassin versant du Torrent de Bonne dans le bassin du Hoyoux Amont et ensuite en incluant cette superficie dans les calculs.

Les indicateurs seront également calculés pour le Torrent de Bonne à part entière au vu de son caractère très infiltrant et des échanges souterrains entre bassins importants (rivière perchée). Bien que la méthode du VCN3 le permette, aucun débit de base n'a été calculé pour cette rivière du fait de son caractère perché et donc de la non-représentativité que ce débit calculé fournit.

Dans la suite de ce rapport, les principales caractéristiques des différents bassins étudiés sont résumées. Les calculs des indicateurs intrinsèques et de pression pour ces différents sous bassins sont

ensuite présentés et commentés. Les Tableaux suivants reprennent les différents termes nécessaires aux calculs des indicateurs, déterminés sur base des méthodes de calcul décrites au chapitre 5 et ce pour les bassins du Triffoy (Tableau 3), du Hoyoux Amont sans tenir compte du Torrent de Bonne (Tableau 4), du Hoyoux Amont en incluant le Torrent de Bonne (Tableau 5) et du Torrent de Bonne seul (Tableau 6).

L'acquisition des données ayant été effectuée sur 2 cycles hydrologiques complets, les données sont présentées dans un premier temps année par année (de juillet à juillet) et ensuite en moyennant les valeurs obtenues. Cette façon de procéder permet de mettre en évidence une éventuelle variabilité entre les 2 années étudiées. Les indicateurs seront également présentés de cette manière.

Les données sont exprimées en volumes d'eau (en Mm³), en lame d'eau (mm) et en pourcentage par rapport aux précipitations. Cette façon de procéder permet de comparer les différents ordres de grandeur pour les bassins.

Afin de réaliser des travaux, une mise en décharge complète des captages de Vivaqua (Jamagne dans le Triffoy et Modave dans le Hoyoux Amont) a été effectuée entre mars et juillet 2015. Ces travaux ont eu pour conséquence de réduire les volumes prélevés et d'augmenter le débit total et le débit de base des rivières concernées. Les indicateurs calculés pour l'année 2014/2015 sont donc impactés et montrent une fois de plus, l'importance de travailler sur plusieurs cycles hydrologiques afin de s'affranchir de diverses perturbations.

Tableau 3 : Synthèse de données des termes d'échanges d'eau dans le bassin du Triffoy pour la période de juillet 2013 à juillet 2014, de juillet 2014 à juillet 2015 et la moyenne des 2 années (volumes exprimés en millions de m³/an, lame d'eau écoulee exprimée en mm/an et en pourcentage par rapport aux précipitations)

Superficie 30,5 km ²		Triffoy								
		07/2013 - 07/2014			07/2014 - 07/2015			Moyenne		
		Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%
Précipitations	P	25,1	825	100	23,5	772	100	24,3	798	100
Evapotranspiration	ETR	15,0	493	59,8	15,2	499	64,6	15,1	496	62,1
Eau Utile	EU	9,0	296	35,9	10,0	327	42,3	9,5	311	39,0
Débit capté	Q_C	3,6	118	14,3	3,1	103	13,3	3,4	110	13,8
Débit de la rivière	Q_T	4,0	133	16,1	6,6	216	27,9	5,3	174	21,8
Débit de base	Q_B	3,8	124	15,0	6,0	196	25,4	4,9	160	20,0
Débit de base 'rapide'	Q_B^r	0,2	7	0,8	0,6	20	2,6	0,4	14	1,7
Débit de base 'lent'	Q_B^l	3,6	117	14,2	5,4	176	22,8	4,5	146	18,3
Ruissellement	R	0,3	9	1,1	0,6	20	2,5	0,4	14	1,8
Infiltration	I	8,7	287	34,8	9,4	307	39,8	9,1	297	37,2
Echanges souterrains entre bassins	Q_{ESO}	1,4	45	5,4	0,3	9	1,1	0,8	27	3,3

Tableau 4 : Synthèse de données des termes d'échanges d'eau dans le bassin du Hoyoux Amont sans tenir compte du Torrent de Bonne pour la période de juillet 2013 à juillet 2014, de juillet 2014 à juillet 2015 et la moyenne des 2 années (volumes exprimés en millions de m³/an, lame d'eau écoulee exprimée en mm/an et en pourcentage par rapport aux précipitations)

Superficie 94,3 km ²		Hoyoux Amont sans le Torrent de Bonne								
		07/2013 - 07/2014			07/2014 - 07/2015			Moyenne		
		Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%
Précipitations	P	77,8	825	100	72,8	772	100	75,3	798	100
Evapotranspiration	ETR	46,5	493	59,8	47,1	499	64,6	46,8	496	62,1
Eau Utile	EU	27,9	296	35,9	30,8	327	42,3	29,3	311	39,0
Débit capté	Q _C	22,6	240	29,1	16,6	176	22,8	19,6	208	26,0
Débit de la rivière	Q _T	19,0	202	24,5	26,3	278	36,1	22,6	240	30,1
Débit de base	Q _B	18,0	191	23,1	23,6	250	32,4	20,8	220	27,6
Débit de base 'rapide'	Q _B ^r	0,7	7	0,9	1,7	18	2,3	1,2	13	1,6
Débit de base 'lent'	Q _B ^l	17,3	184	22,2	21,9	232	30,1	19,6	207	26,0
Ruissellement	R	1,1	11	1,4	2,6	28	3,6	1,9	20	2,5
Infiltration	I	26,8	284	34,5	28,2	299	38,7	27,5	291	36,5
Echanges souterrains entre bassins	Q _{ESO}	-13,7	-146	-17,7	-12,0	-127	-16,5	-12,9	-137	-17,1

Tableau 5 : Synthèse de données des termes d'échanges d'eau dans le bassin du Hoyoux Amont en incluant le Torrent de Bonne pour la période de juillet 2013 à juillet 2014, de juillet 2014 à juillet 2015 et la moyenne des 2 années (volumes exprimés en millions de m³/an, lame d'eau écoulee exprimée en mm/an et en pourcentage par rapport aux précipitations)

Superficie 145,2 km ²		Hoyoux Amont en incluant le Torrent de Bonne								
		07/2013 - 07/2014			07/2014 - 07/2015			Moyenne		
		Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%
Précipitations	P	119,7	825	100	112,1	772	100	115,9	798	100
Evapotranspiration	ETR	71,6	493	59,8	72,5	499	64,6	72,0	496	62,1
Eau Utile	EU	42,9	296	35,9	47,4	327	42,3	45,2	311	39,0
Débit capté	Q _C	22,6	156	18,9	16,6	114	14,8	19,6	135	16,9
Débit de la rivière	Q _T	20,1	139	16,8	26,9	185	24,0	23,5	162	20,3
Débit de base	Q _B	18,0	124	15,0	23,6	163	21,1	20,8	143	17,9
Débit de base 'rapide'	Q _B ^r	0,7	5	0,6	1,7	12	1,5	1,2	8	1,0
Débit de base 'lent'	Q _B ^l	17,3	119	14,4	21,9	151	19,6	19,6	135	16,9
Ruissellement	R	2,2	15	1,8	3,3	23	2,9	2,7	19	2,3
Infiltration	I	40,8	281	34,0	44,2	304	39,4	42,4	292	36,6
Echanges souterrains entre bassins	Q _{ESO}	0,2	1	0,2	4,0	27	3,5	2,1	14	1,8

Tableau 6 : Synthèse de données des termes d'échanges d'eau dans le bassin du Torrent de Bonne pour la période de juillet 2013 à juillet 2014, de juillet 2014 à juillet 2015 et la moyenne des 2 années (volumes exprimés en millions de m³/an, lame d'eau écoulée exprimée en mm/an et en pourcentage par rapport aux précipitations)

Superficie 50,9 km ²		Torrent de Bonne								
		07/2013 - 07/2014			07/2014 - 07/2015			Moyenne		
		Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%	Mm ³ /an	mm /an	%
Précipitations	P	42,0	825	100	39,3	772	100	40,6	798	100
Evapotranspiration	ETR	25,1	493	59,8	25,4	499	64,6	25,2	496	62,1
Eau Utile	EU	15,0	296	35,9	16,6	327	42,3	15,8	311	39,0
Débit capté	Q_C	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Débit de la rivière	Q_T	1,1	22	2,6	0,6	13	1,6	0,9	17	2,1
Débit de base	Q_B	/	/	/	/	0	/	/	/	/
Débit de base 'rapide'	Q_B^r	/	/	/	/	0	/	/	/	/
Débit de base 'lent'	Q_B^l	/	/	/	/	0	/	/	/	/
Ruissellement	R	1,1	22	2,6	0,6	13	1,6	0,9	17	2,1
Infiltration	I	13,9	274	33,2	16,0	314	40,7	15,0	294	36,8
Echanges souterrains entre bassins	Q_{ESO}	13,9	274	33,2	16,0	314	40,7	15,0	294	36,8

6.1. Application pour le bassin du Triffoy

Les données acquises pour le calcul des bilans ('D3.5') montrent que l'hydrodynamique du Triffoy est fortement influencée par la composante eau souterraine. Sur base des deux années de monitoring, on constate en effet que le cours d'eau présente une signature essentiellement « eau souterraine », avec un écoulement de base qui représente la quasi-totalité des écoulements de surface durant la majeure partie de l'année. L'apport du ruissellement ne devient significatif que lors des événements pluvieux hivernaux. Le suivi hydrochimique confirme ce constat. Une minéralisation élevée et très constante des eaux de surface est observée au cours de l'année à l'exception des épisodes de crues ou une certaine dilution est observée.

Les résultats obtenus montrent également que les transferts d'eau et de solutés sont très rapides aux interfaces sol/zone non saturée – nappe et nappe – rivière. Les observations de terrain indiquent que, lors des précipitations hivernales, l'eau s'infiltré très rapidement et atteint quasi instantanément la zone saturée dans les calcaires. A l'interface nappe – rivière, les données disponibles indiquent que les zones de transfert d'eau peuvent être très localisées et que des corrélations fortes sont observées entre la dynamique des cours d'eau et de la nappe (variations quasi synchrones des niveaux d'eau). Le calcul du bilan montre que ce bassin semble ne pas subir d'import ou d'export conséquents via un écoulement souterrain (erreur de fermeture de -2% au niveau du bilan hydrogéologique 'cf. D3.3').

Deux captages importants, Jamagne et Royseux, sont situés dans le bassin.

Les valeurs des indicateurs calculés pour ce bassin (Tableau 7) confirment et objectivent ces observations et ce pour les 2 années étudiées. Ainsi, l'indicateur I^1_{ESO} est très élevé (0.97 et 0.94, moyenne 0.95) et reflète la forte composante d'infiltration présente dans le bassin versant. La valeur de BFI est également très élevée (0.93 et 0.91, moyenne 0.92) et traduit la part essentielle que représente l'eau souterraine dans l'alimentation du cours d'eau. L'indicateur I^3_{ESO} (0.06 et 0.10, moyenne 0.08) montre que la composante rapide du débit de base représente de l'ordre de 5 à 10% des apports d'eau souterraine au cours d'eau. Finalement, seul l'indicateur I^2_{ESO} présente une variabilité entre les 2 cycles (0.16 et 0.03, moyenne 0.09) mais confirme le peu d'échanges souterrains existant entre les bassins.

Du point de vue de la pression exercée par les captages, les indicateurs présentent des différences entre les 2 années considérées et ce dû à la décharge du captage de Jamagne vers le cours d'eau lors du 2^{ème} cycle d'observations. Les indicateurs P_1 (0.40 et 0.31, moyenne 0.36) et P_2 (0.41 et 0.33, moyenne 0.37) montrent néanmoins la part non négligeable que représente les volumes prélevés sur les quantités d'eau par rapport à l'eau utile et à l'infiltration. Le bassin étant extrêmement infiltrant, les valeurs de ces deux indicateurs sont fort proches. L'indicateur P_2 représente un indice de stress 'modéré à faible' par rapport à la classification de Montaigne (2002). L'indicateur P_3 (0.47 et 0.32, moyenne 0.39) montre clairement l'importance des captages par rapport aux volumes écoulés via les eaux de surface.

Tableau 7 : Calcul des indicateurs pour le bassin du Triffo

Triffo					
Indicateur	Symbole	Formule	07/2013 - 07/2014	07/2014 - 07/2015	Moyenne
Intrinsèque	I^1_{ESO}	I/EU	0,97	0,94	0,95
	I^1_{ESU}	R/EU	0,03	0,06	0,05
	I^2_{ESO}	Q_{ESO}/I	0,16	0,03	0,09
	I^2_{ESU}	Q_B/I	0,43	0,64	0,54
	BFI	Q_B/Q_T	0,93	0,91	0,92
	I^3_{ESO}	Q_B^r/Q_B	0,06	0,10	0,08
	I^4_{ESO}	Q_B^l/Q_B	0,94	0,90	0,92
Pression	P_1	Q_C/EU	0,40	0,31	0,36
	P_2	Q_C/I	0,41	0,33	0,37
	P_3	$Q_C / (Q_C + Q_T)$	0,47	0,32	0,39

6.2. Application pour le bassin du Hoyoux Amont

A l'instar du Triffo, l'hydrodynamique du Hoyoux est fortement influencée par la composante eau souterraine. Sur base des deux années de monitoring, on constate en effet que les cours d'eau présentent des signatures essentiellement « eau souterraine », avec un écoulement de base qui

représente la quasi-totalité des écoulements de surface durant la majeure partie de l'année. Ici encore, l'apport du ruissellement ne devient important que lors des événements pluvieux hivernaux. Le suivi hydrochimique confirme ce constat. Une minéralisation élevée et constante des eaux de surface est observée au cours de l'année à l'exception des épisodes de crues.

Les bilans réalisés au niveau du bassin du Hoyoux Amont montrent l'importance des échanges souterrains entre bassins et ce, essentiellement avec le Torrent de Bonne. Partant de ce fait, le calcul des indicateurs a été effectué d'une part sans inclure le bassin versant du Torrent de Bonne dans les données, ce qui met les échanges souterrains entre bassins clairement en évidence, et d'autre part en incluant le bassin du Torrent de Bonne dans le bassin du Hoyoux Amont.

Différents captages importants, dont les galeries de Modave, sont situés dans le bassin.

6.2.1. Hoyoux Amont sans tenir compte du Torrent de Bonne

Sans inclure le Torrent de Bonne dans le calcul du bilan hydrologique, l'erreur de fermeture du bassin du Hoyoux Amont est importante et représente -22 % du volume des précipitations. Le bilan est excédentaire tout comme l'étaient les bilans annuels effectués lors du projet Synclin'EAU (Brouyère *et al.*, 2008b). Un flux entrant important est donc à considérer dans le bassin du Hoyoux. Le contexte hydrogéologique explique cet important excédent : la partie est du bassin recoupe transversalement la structure synclinale de Modave qui présente un double ennoyage en direction du Hoyoux. La cote altimétrique de son talweg étant inférieure à celle du Torrent de Bonne, le Hoyoux Amont récolte les écoulements souterrains de toute la structure synclinale correspondant au Torrent de Bonne.

Les valeurs des indicateurs calculés pour ce bassin (Tableau 8) confirment et objectivent ces observations et ce pour les 2 années étudiées. Ainsi, l'indicateur I^1_{ESO} est très élevé (0.96 et 0.91, moyenne 0.94), reflétant la forte composante d'infiltration dans le bassin versant. La valeur de BFI est également très élevée (0.94 et 0.90, moyenne 0.92), traduisant la part essentielle que représente l'eau souterraine dans l'alimentation du cours d'eau. L'indicateur I^3_{ESO} (0.04 et 0.07, moyenne 0.06) montre que la composante rapide débit de base représente de l'ordre de 4 à 7% des apports d'eau souterraine au cours d'eau. Finalement, l'indicateur I^2_{ESO} (-0.51 et -0.43, moyenne -0.47) confirme l'importance des échanges souterrains (flux entrants) quand on considère le bassin du Hoyoux Amont sans inclure le Torrent de Bonne dans les calculs.

Du point de vue de la pression exercée par les captages, les indicateurs présentent des différences entre les 2 années considérées et ce dû à la décharge du captage de Modave vers le cours d'eau lors du 2^{ème} cycle d'observations. Les indicateurs P_1 (0.81 et 0.54, moyenne 0.67) et P_2 (0.84 et 0.59, moyenne 0.71) montrent la part extrême que représente les volumes prélevés sur les quantités d'eau par rapport à l'eau utile et à l'infiltration. Le bassin étant extrêmement infiltrant, les valeurs de ces deux indicateurs sont fort proches. L'indicateur P_2 représente un indice de stress 'modéré à fort' par rapport à la classification de Montaigne (2002). L'indicateur P_3 (0.54 et 0.39, moyenne 0.46) montre clairement l'importance des captages par rapport aux volumes écoulés via les eaux de surface.

Tableau 8 : Calcul des indicateurs pour le bassin du Hoyoux Amont (sans inclure le Torrent de Bonne)

Hoyoux Amont sans le Torrent de Bonne					
Indicateur	Symbole	Formule	07/2013 - 07/2014	07/2014 - 07/2015	Moyenne
Intrinsèque	I^1_{ESO}	I/EU	0,96	0,91	0,94
	I^1_{ESU}	R/EU	0,04	0,09	0,06
	I^2_{ESO}	Q_{ESO}/I	-0,51	-0,43	-0,47
	I^2_{ESU}	Q_B/I	0,67	0,84	0,76
	BFI	Q_B/Q_T	0,94	0,90	0,92
	I^3_{ESO}	Q_B^r/Q_B	0,04	0,07	0,06
	I^4_{ESO}	Q_B^l/Q_B	0,96	0,93	0,94
Pression	P_1	Q_C/EU	0,81	0,54	0,67
	P_2	Q_C/I	0,84	0,59	0,71
	P_3	$Q_C / (Q_C + Q_T)$	0,54	0,39	0,46

6.2.2. Hoyoux Amont en tenant compte du Torrent de Bonne

En incluant le bassin versant du Torrent de Bonne dans le calcul, le calcul du bilan hydrologique montre que l'erreur de fermeture devient négligeable, ce qui confirme une fois encore que c'est bien du Torrent de Bonne que vient l'excédent d'eau observé à l'exutoire du Hoyoux Amont.

Les valeurs des indicateurs calculés pour ce bassin (Tableau 9) confirment et objectivent ces observations et ce pour les 2 années étudiées. Ainsi, l'indicateur I^1_{ESO} est très élevé (0.95 et 0.93, moyenne 0.94) et reflète la forte composante d'infiltration présente dans le bassin versant. La valeur de BFI est également très élevée (0.95 et 0.93, moyenne 0.94) et traduit la part essentielle que représente l'eau souterraine dans l'alimentation du cours d'eau. L'indicateur I^3_{ESO} (0.04 et 0.07, moyenne 0.06) montre que la composante rapide débit de base représente de l'ordre de 4 à 7% des apports d'eau souterraine au cours d'eau. Finalement, l'indicateur I^2_{ESO} (0.00 et 0.09, moyenne 0.05) confirme le peu d'échanges souterrains existant entre les bassins lorsque l'on inclut le Torrent de Bonne dans les calculs.

Du point de vue de la pression exercée par les captages, les indicateurs présentent des différences entre les 2 années considérées et ce dû à la décharge du captage de Modave vers le cours d'eau lors du 2^{ème} cycle d'observations. Les indicateurs P_1 (0.53 et 0.35, moyenne 0.43) et P_2 (0.55 et 0.38, moyenne 0.43) montrent la part extrême que représente les volumes prélevés sur les quantités d'eau par rapport à l'eau utile et à l'infiltration. Le bassin étant extrêmement infiltrant, les valeurs de ces deux indicateurs sont fort proches. L'indicateur P_2 représente un indice de stress 'modéré' par rapport à la classification de Montaigne (2002). L'indicateur P_3 (0.53 et 0.38, moyenne 0.45) montre clairement l'importance des captages par rapport aux volumes écoulés via les eaux de surface.

Tableau 9 : Calcul des indicateurs pour le bassin du Hoyoux Amont (en incluant le Torrent de Bonne)

Hoyoux Amont en incluant le Torrent de Bonne					
Indicateur	Symbole	Formule	07/2013 - 07/2014	07/2014 - 07/2015	Moyenne
Intrinsèque	I^1_{ESO}	I/EU	0,95	0,93	0,94
	I^1_{ESU}	R/EU	0,05	0,07	0,06
	I^2_{ESO}	Q_{ESO}/I	0,00	0,09	0,05
	I^2_{ESU}	Q_B/I	0,44	0,53	0,49
	BFI	Q_B/Q_T	0,89	0,88	0,88
	I^3_{ESO}	Q_B^r/Q_B	0,04	0,07	0,06
	I^4_{ESO}	Q_B^l/Q_B	0,96	0,93	0,94
Pression	P_1	Q_C/EU	0,53	0,35	0,43
	P_2	Q_C/I	0,55	0,38	0,46
	P_3	$Q_C / (Q_C + Q_T)$	0,53	0,38	0,45

Les différences observées au niveau des indicateurs de pression lorsque l'on considère ou non la superficie du Torrent de Bonne dans les calculs montre qu'il faut absolument maîtriser l'extension du bassin hydrogéologique des captages avant de se prononcer sur ces indicateurs de pression faute de quoi des conclusions erronées peuvent être tirées. En effet, des conclusions quasi alarmantes peuvent être tirées sur base du taux d'exploitation de la nappe lorsque le Torrent de Bonne n'est pas considéré (81% pour 2013/2014) alors que si l'on considère le bassin hydrogéologique des captages (en incluant le Torrent de Bonne), ce taux d'exploitation est de l'ordre de 40 à 50%. On pourrait évidemment se demander si les prélèvements de Modave ont une influence sur le caractère infiltrant de la nappe au droit du Torrent de Bonne. Sans pouvoir être affirmatif à 100%, on peut penser que ce n'est pas le cas, le niveau de base de la nappe est imposé par le Hoyoux et la topographie du vallon du Torrent de Bonne fait que la nappe n'y est pas sub-affleurante. Il n'y a donc pas spécifiquement de raison de penser qu'une diminution des prélèvements à Modave aurait pour effet d'établir un écoulement permanent dans le Torrent de Bonne.

6.2.3. Application pour le bassin du Torrent de Bonne seul

Si l'on considère le bassin versant du Torrent de Bonne individuellement, il présente un contexte d'interaction nappe-rivière totalement différent des deux autres bassins étudiés. En effet, étant majoritairement situé dans les calcaires, le bassin est infiltrant, mais ici la rivière ne récupère pas ces eaux infiltrées (qui partent vers le Hoyoux Amont) et elle est essentiellement alimentée lors d'épisodes pluvieux importants (torrent).

Ce contexte résulte dans un terme de fermeture important (22 % calculé lors des bilans hydrogéologiques 'D3.3'), qui traduit le déficit d'écoulement lié à l'existence d'un export important d'eau souterraine vers le Hoyoux Amont.

Les valeurs des indicateurs calculés pour ce bassin (Tableau 10) confirment et objectivent ces observations et ce pour les 2 années étudiées. Ainsi, l'indicateur I^1_{ESO} est très élevé (0.93 et 0.93, moyenne 0.94) et reflète la forte composante d'infiltration présente dans le bassin versant. Comme mentionné précédemment, bien que la méthode du VCN3 le permette, aucun débit de base n'a été calculé pour cette rivière du fait de son caractère perché et donc de la non-représentativité que ce débit calculé fournit. L'indicateur I^2_{ESO} (1) confirme l'importance des échanges souterrains (flux sortants) entre bassins.

Aucun captage important n'est présent dans le bassin, les indicateurs de pression n'ont donc pas été calculés.

Tableau 10 : Calcul des indicateurs pour le bassin du Torrent de Bonne

Torrent de Bonne					
Indicateur	Symbole	Formule	07/2013 - 07/2014	07/2014 - 07/2015	Moyenne
Intrinsèque	I^1_{ESO}	I/EU	0,93	0,96	0,94
	I^1_{ESU}	R/EU	0,07	0,04	0,06
	I^2_{ESO}	Q_{ESO}/I	1,00	1,00	1,00
	I^2_{ESU}	Q_B/I	/	/	/
	BFI	Q_B/Q_T	/	/	/
	I^3_{ESO}	Q^r_B/Q_B	/	/	/
	I^4_{ESO}	Q^l_B/Q_B	/	/	/
Pression	P_1	Q_C/EU	/	/	/
	P_2	Q_C/I	/	/	/
	P_3	$Q_C / (Q_C + Q_T)$	/	/	/

7. Proposition d'une typologie des bassins versants par combinaison des indicateurs

7.1. Approche théorique de la typologie des bassins versants sur base de la combinaison des indicateurs

L'utilisation des indicateurs de manière individuelle donne des premières informations quant au type de bassin étudié mais leur analyse combinée permet d'en définir une typologie plus fine. Ainsi, un arbre hiérarchique, basé sur le logigramme du fonctionnement d'un bassin versant drainant type du projet, est développé et permet de classer les bassins versants selon leurs typologies principales (Figure 6).

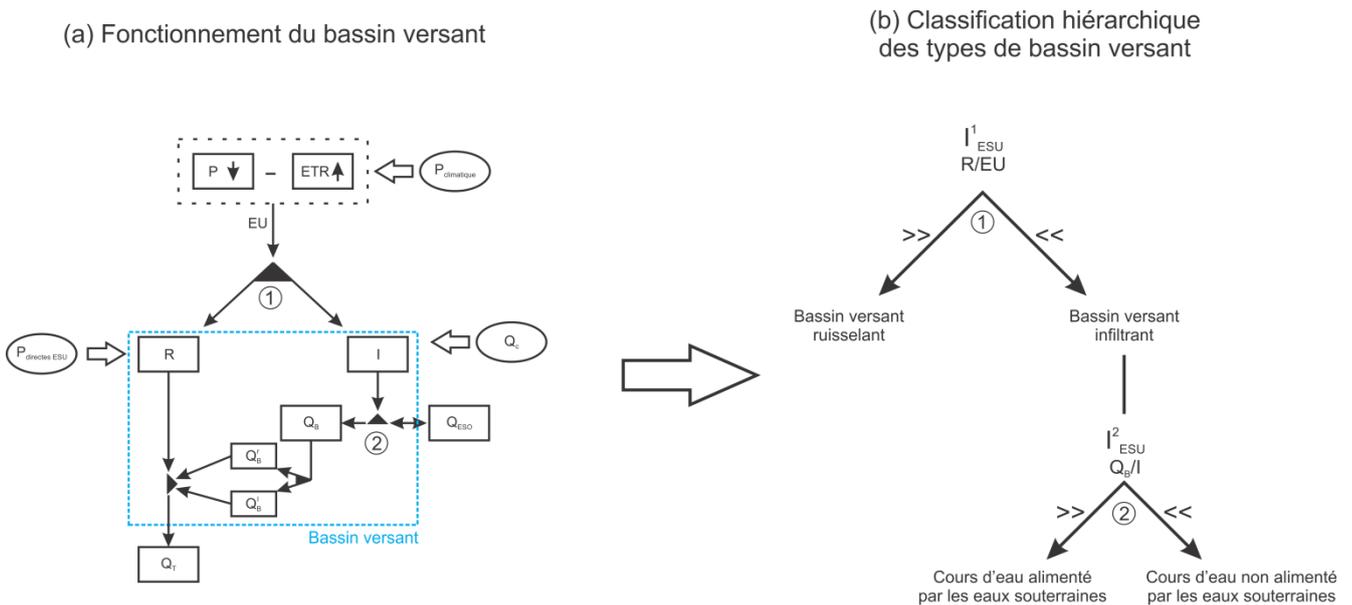


Figure 6 : (a) Logigramme du fonctionnement d'un bassin versant drainant type du projet et (b) Proposition d'arbre hiérarchique pour classer les bassins selon la combinaison d'indicateurs

Une première classification découle du mode de répartition de l'eau utile et permet de différencier les bassins ruisselants (I_{ESU}^1 important) des bassins infiltrants (I_{ESU}^1 faible).

Dans le cas (1) des bassins ruisselants (I_{ESU}^1 important) (Figure 7), le débit de la rivière est directement dépendant des précipitations. On se retrouve donc a priori au sein d'un bassin dont l'hydrodynamique du cours d'eau fluctue potentiellement fortement au cours de l'année. La possibilité d'avoir des épisodes d'assèchement complet est même envisageable si le débit de base est vraiment faible et tributaire du niveau de la nappe. A priori, on doit s'attendre à des systèmes aquatiques adaptés à ce contexte et peu dépendant des eaux souterraines. Le cours d'eau est ici peu sensible aux prélèvements d'eau souterraine puisqu'il en est assez déconnecté. Il peut quand même y avoir de l'eau souterraine disponible en profondeur (par exemple une nappe captive ou semi-captive sous des sédiments peu perméables qui contribuent d'une part à son isolement, d'autre part au caractère ruisselant du bassin), sans qu'il y ait effectivement d'interaction directe entre cette nappe et le cours d'eau et, dans la foulée, sans contribution significative du débit de base au débit du cours.

Du point de vue de sa qualité chimique, l'eau de surface ne dépend pratiquement pas de celle de la nappe. Dans ce cas, les rejets directs (égouttage non épuré...) ont des conséquences directes sur la qualité du cours d'eau. La qualité de l'eau de surface est donc essentiellement fonction de l'occupation du sol dans le bassin versant (urbanisation, taux d'égouttage...). De plus, l'eau de surface sera généralement moins / peu minéralisée (sauf charge polluante anthropique) et donc plus agressive et ainsi moins à même de résister à des pollutions (alcalinité moindre).

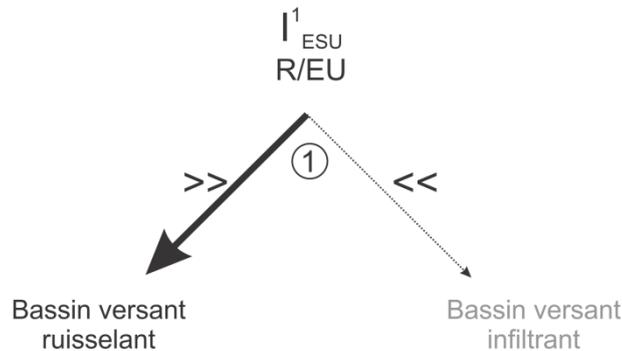


Figure 7 : Classification hiérarchique d'un bassin de type ruisselant

Au niveau des bassins infiltrants, le croisement de l'indicateur I^1_{ESU} avec l'indicateur I^2_{ESU} (importance du débit de base par rapport à l'infiltration - $I^2_{ESU} = Q_B/I$) permet d'ajouter un niveau supplémentaire à cette classification.

Ainsi, le cas (2) d'un bassin caractérisé par un indicateur I^1_{ESU} faible et un indicateur I^2_{ESU} élevé (Figure 8) est un cas assez diamétralement opposé au cas (1) présenté ci-dessus. L'essentiel de l'écoulement du cours d'eau est ici assuré par le débit de base fourni par l'eau souterraine. D'un point de vue quantitatif, on a donc affaire à un cours d'eau caractérisé par un débit permanent et assez régulier, et ce d'autant plus que l'indicateur $I^4_{ESO} - [Q^l_B/Q_B]$ est grand et que les réserves en eau souterraine sont importantes. Par contre, c'est a priori un cours d'eau plus sensible aux prélèvements d'eau souterraine puisque ceux-ci vont inévitablement conduire à une baisse de la quantité d'eau disponible pour alimenter le cours d'eau, ce qui impactera potentiellement l'écologie du cours d'eau.

La qualité chimique du cours d'eau est a priori fort tributaire de celle des eaux souterraines qu'il draine. Sa composition chimique (état « naturel ») est le reflet de l'encaissant géologique traversé par les eaux souterraines qui l'alimentent. Il s'agit en général d'eau relativement minéralisée, en particulier dans les calcaires, dans une moindre mesure dans des contextes de roches siliceuses comme en Ardenne. Ces eaux présentent donc une agressivité moindre et une alcalinité plus élevée que les eaux des bassins ruisselants (ce qui procure une meilleure capacité de résistance aux pollutions externes). La qualité physico-chimique du cours d'eau (état « pollué ») est également avant tout le reflet de celle des eaux souterraines qui l'alimentent, sauf si une mise en évidence de phénomènes d'abattement de certains polluants dans la zone hyporhéique a lieu (zone de transition et de mélange des eaux de la nappe et de la rivière). Par contre, l'eau souterraine peut jouer ici un rôle déterminant par rapport à des pollutions anthropiques directes (rejets directs au cours d'eau) par l'effet de dilution qu'elles sont à même d'assurer. Du point de vue des écosystèmes aquatiques, on doit s'attendre ici à ce que ceux qui

se développent en priorité soit des écosystèmes dépendant des eaux souterraines ('GWAAE', ex : les travertins dans le Hoyoux et le Triffoy).

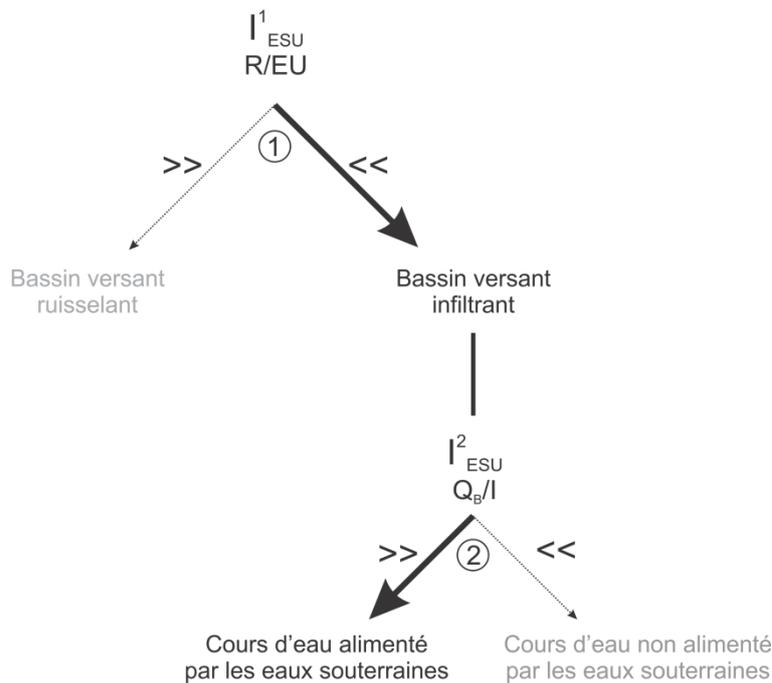


Figure 8 : Classification hiérarchique d'un bassin de type infiltrant et dont la nappe alimente le cours d'eau

En croisant ces mêmes indicateurs, un cas (3) correspondant à un cours d'eau caractérisé par des indicateurs I^1_{ESU} et I^2_{ESU} faibles (Figure 9) peut encore être distingué. Dans ce cas de figure, l'essentiel de l'eau utile transite par l'eau souterraine et elle a la possibilité de quitter le bassin versant autrement que par le cours d'eau. D'un point de vue quantitatif, on doit donc s'attendre à ce que le cours d'eau soit moins alimenté que dans le cas 1 (car le ruissellement est moins significatif) et que dans le cas 2 (écoulement Q_{ESO} possible). On va donc avoir un cours d'eau fort susceptible d'être épisodique, avec un écoulement qui ne se produit que lors de fortes précipitations (ruissellement suite à l'engorgement des sols) ou quand la nappe d'eau souterraine est suffisamment haute pour recouper la surface du sol (suintement de la nappe). Pour peu que l'eau souterraine l'alimente quand même un peu de manière continue ou par épisodes, le cours d'eau sera très sensible d'un point de vue quantitatif aux prélèvements puisque toute augmentation des quantités prélevées au sein de la nappe va d'abord affecter le débit de base suite à la diminution du niveau piézométrique. En effet, si la nappe baisse, elle recoupe « moins » la topographie. Par contre, elle peut continuer à s'écouler en souterrain. En général, on a donc ici affaire à des cours d'eau de moindre importance en termes de lame d'eau écoulée, mais beaucoup plus sensibles au peu que l'eau souterraine va leur apporter.

D'un point de vue qualitatif, le cours d'eau sera évidemment influencé par la qualité de l'eau souterraine lors des épisodes où il la draine mais il sera également très sensible aux rejets directs et ce d'autant plus qu'on ne peut pas trop compter sur le facteur de dilution potentiellement apporté par le débit de base qui est plus limité que dans le cas n°2. A contrario, pendant les périodes où le cours d'eau n'est pas drainant, on peut s'attendre à ce que les rejets d'eau usées dans son bassin d'alimentation recharge et contaminent au moins localement la nappe d'eau souterraine. Dans ce cas, l'état qualitatif

global de l'eau souterraine dépendra avant tout du rapport de force entre la recharge diffuse (infiltration / percolation) et la recharge concentrée (au niveau des rejets et des cours d'eau perdants).

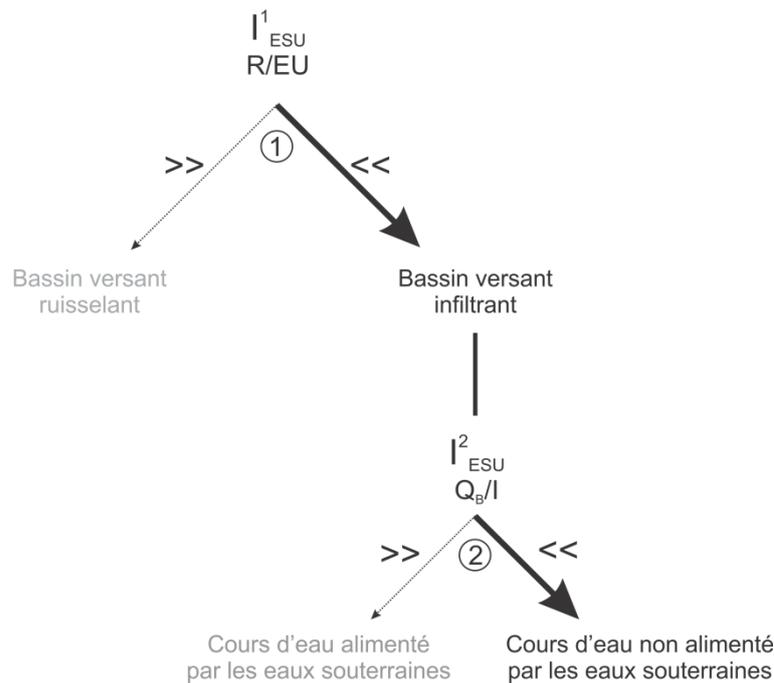


Figure 9 : Classification hiérarchique d'un bassin de type infiltrant et dont la nappe n'alimente pas le cours d'eau

D'autres informations pourraient encore être ajoutées pour compléter cette typologie, notamment en croisant l'indicateur d'importance des flux d'eau souterraine (I_{ESO}^2) ou de différenciation d'importance des composantes lente et rapide (I_{ESO}^3 et I_{ESO}^4) à ceux déjà utilisés. Ces croisements permettraient notamment de spécifier le type d'échanges souterrains (flux entrants ou sortants) ainsi que le type d'alimentation du ruisseau par le débit de base. Cependant, le croisement d'indicateurs trop nombreux complexifie la classification et mène à des combinaisons qui ne sont pas toujours réalistes.

Il serait également intéressant de traiter de la rémanence du débit de base. On entend par rémanence du débit de base la période totale durant laquelle le cours d'eau est uniquement alimenté par la nappe. Elle reflète donc l'importance temporelle qu'a le débit de base sur l'écoulement de la rivière. Un bassin dont la rémanence du débit de base est importante évacue a priori rapidement les pics de crue (retour rapide à une alimentation unique venant de la nappe) et présente une rivière essentiellement dépendante des eaux souterraines tant du point de vue quantité que qualité de l'eau. A l'inverse, un bassin dont la rémanence du débit de base est faible est caractérisé par une alimentation du cours d'eau mixte (ruissellement et débit de base), moins tributaire des eaux souterraines.

Enfin, au même titre que l'on a établi des indicateurs de pression associés aux captages (volumes prélevés comparés aux volumes transitant dans le bassin), on pourrait établir un indicateur de pression potentielle des activités anthropiques (habitat, activités économique et industrielle) par la comparaison des volumes d'eau « transitant » par ces activités et prélevées ou rejetées dans le bassin versant. On pourrait par exemple établir un indicateur de pression associé à l'assainissement en quantifiant le volume d'eau usée rejetée dans le bassin versant par rapport au débit du cours d'eau.

7.2. Application de la classification typologique aux bassins tests

Cette classification typologique définie, elle peut être appliquée sur les différents bassins tests pour lesquels les indicateurs ont été calculés (Figure 10). Cette classification est développée à la suite pour les différents bassins. La description effectuée est un résumé des différents cas de figure théorique.

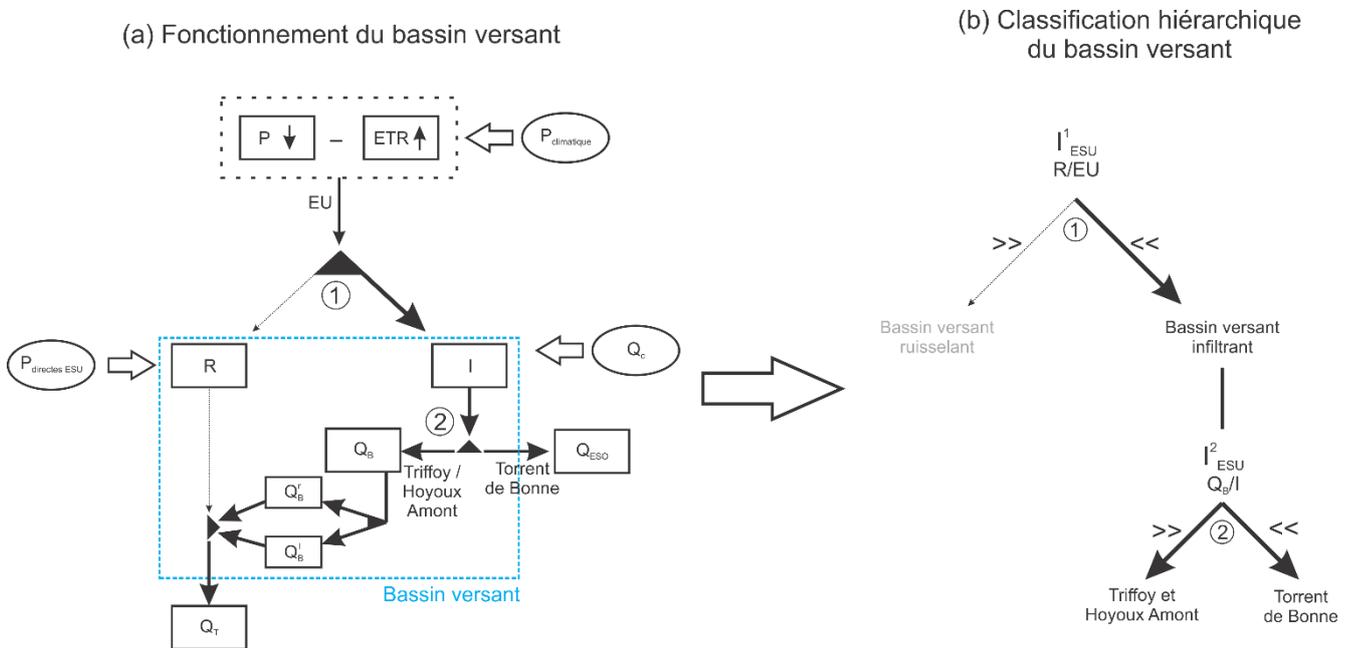


Figure 10 : Application de la classification hiérarchique de typologie de bassin versant aux bassins étudiés dans le projet

7.2.1. Application pour les bassins du Triffoi et du Hoyoux Amont

Les indicateurs calculés pour le bassin du Triffoi et du Hoyoux Amont présentent un I_{ESU}^1 faible et un I_{ESU}^2 important. Ces bassins sont donc des bassins infiltrants dont les cours d'eau sont alimentés par la nappe selon la classification hiérarchique des typologies de bassin versant (Figure 10).

Le fonctionnement des bassins et des cours d'eau est donc essentiellement en relation avec le milieu souterrain. L'essentiel des écoulements des cours d'eau sont assurés par le débit de base fourni par l'eau souterraine. D'un point de vue quantitatif, on a donc des cours d'eau avec un débit soutenu et relativement stable. Ils sont assez sensibles aux prélèvements d'eau souterraine puisque ceux-ci vont inévitablement conduire à une baisse de la quantité d'eau disponible pour alimenter les cours d'eau.

La qualité de l'eau des cours d'eau est fort tributaire de celle des eaux souterraines qu'ils drainent. L'eau souterraine peut jouer ici un rôle déterminant par rapport à des pollutions anthropiques directes par l'effet de dilution important qu'elle est susceptible d'assurer. Parallèlement, les écosystèmes aquatiques dépendant des eaux souterraines (« Groundwater dependent ecosystems », GDE) sont susceptibles d'être impactés par la variabilité des apports d'eau souterraine vers la rivière, aussi bien au niveau des processus biogéochimiques (p. ex. la dénitrification ; Sweeney *et al.*, 2014) que de leur biodiversité, via la modification des habitats d'espèces sensibles, tels que des zones humides (Whiterod *et al.*, 2015 ; Baird et Burgin, 2016). Dans le contexte de cette étude, on a bien montré (voir D3.1)

l'influence de modifications d'habitats et de conditions hydrologiques sur un peuplement benthique. Enfin, il n'est pas exclu que les apports d'eau souterrains doivent être pris en compte dans la conservation d'habitats tels que les travertins, nombreux sur les cours d'eau étudiés.

7.2.2. Application pour le bassin du Torrent de Bonne

Les indicateurs calculés pour le bassin du Torrent de Bonne présente un I_{ESU}^1 faible et un I_{ESU}^2 faible. Le bassin du Torrent de Bonne est donc un bassin infiltrant dont le cours d'eau n'est pas alimenté par la nappe (Figure 10).

L'essentiel de l'eau utile disponible dans ce bassin transite par l'eau souterraine qui a la possibilité de quitter le bassin versant autrement que par le cours d'eau. D'un point de vue quantitatif, le constat est direct puisque ce cours d'eau n'est pas permanent.

Le bassin versant du Torrent de Bonne est majoritairement agricole avec 47% de culture et 30% de prairie. Le reste de la superficie du bassin est occupé par des forêts (13%) et des zones d'habitat (10%). Ces zones d'habitat comprennent les villages de Modave, Tinlot, Clavier, Terwagne, Ramelot, Ochain et Seny. L'épuration des eaux est assurée par un assainissement est de type autonome. La pression exercée sur les ressources en eau est donc essentiellement de type agricole.

8. Application de la méthodologie du Gap ESU aux données de nitrate acquises durant le projet

Pour atteindre les objectifs environnementaux des masses d'eau, des mesures adaptées doivent être mise en œuvre pour réduire les pressions exercées sur les ressources en eau. En Région Wallonne, cette quantification des « efforts » à réaliser pour l'atteinte du bon état qualitatif des eaux de surface est basée sur le calcul du « Gap ».

Le Gap se définit comme l'écart entre la qualité de l'eau mesurée (par paramètre) et les normes fixées pour atteindre le bon état (Figure 11). En pratique, le Gap s'obtient comme suit :

$$\text{Gap} = (\text{Concentration mesurée} - \text{Concentration de la norme}) \times \text{débit médian}$$

Ou sous une autre forme :

$$\text{Gap} = \text{Charge « mesurée »} - \text{Charge « normale »}$$

Où :

- La concentration mesurée est calculée à partir des données fournies par le réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface pour la période 2008 à 2013 (en général la moyenne des P-90 annuels) ;
- La concentration de la norme fait référence à la concentration définie pour l'atteinte du bon état ;
- Le débit médian est une valeur médiane des débits de chaque masse d'eau obtenu par modélisation PEGASE.

Une estimation de la charge qu'il convient de réduire est ainsi obtenue pour atteindre le bon état de la masse d'eau.

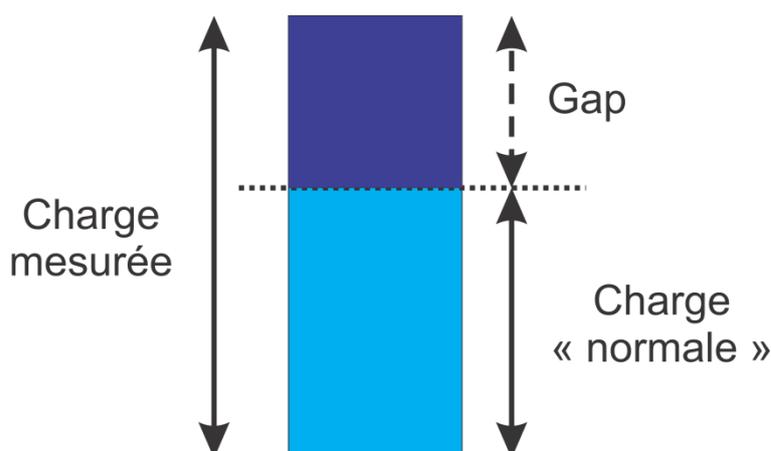


Figure 11 : Différenciation entre les différents termes utilisés pour conceptualiser le Gap

Les données utilisées actuellement pour le calcul de ce Gap se basent sur des valeurs moyennes des concentrations mesurées en polluants et du débit médian de la rivière fourni par la modélisation PEGASE.

Dans le cas du projet ESO-ESU, des données ont été acquises à haute fréquence tant du point de vue du débit (toutes les 15min) que des concentrations en nitrate (quotidienne ou bihebdomadaire) des cours d'eau. Un calcul du Gap se basant sur ces données de terrain est donc possible.

Un calcul du flux massique « réel » en nitrate quittant le bassin a été effectué (quantité de nitrate exportée). Ce calcul du flux massique (mg/s) s'effectue en multipliant le débit du cours d'eau (L/s) par la concentration en nitrate (mg/L) :

$$f_m = Q \times C \quad (11)$$

Un flux massique 'théorique' a également été calculé considérant un débit moyen annuel et un export à une concentration en nitrate fixée à la limite du bon état des masses d'eau de surface (25 mg/L).

Ces deux flux correspondent à la charge mesurée (flux 'réel') et à la charge « normale » (flux 'théorique') du Gap. Une comparaison entre ces différentes quantités de nitrate exportées (indice du bon état) a été réalisée afin de statuer sur l'importance des flux réels des cours d'eau par rapport à la limite du bon état.

Le calcul des flux 'réels' et 'théoriques' a été réalisé au niveau des trois stations où les concentrations sont enregistrées (Tableau 11). Ces 3 stations sont situées à l'exutoire du Triffoiy (St1), Petit-Avin (St8) et Petit-Modave (St5b). Les valeurs de débits utilisées correspondent aux valeurs moyennes journalières. Aucune mesure de débit n'a été effectuée à Petit-Modave. Les valeurs utilisées ont été calculées sur base de celles de la station Hoyoux Amont Exutoire (St5). Le tronçon séparant les 2 stations correspond à la zone canalisée de Vivaqua qui a été aménagée afin d'empêcher les échanges nappe-rivière. Seul le ruisseau de Pailhe, affluent du Hoyoux, apporte de l'eau sur ce tronçon. Les valeurs de débit pour ces cours d'eau étant connues, elles ont été retranchées des valeurs de débit de la station 5.

Tableau 11 : Flux massiques réels et théoriques et indice d'état des bassins calculés pour les différentes stations de mesure

Flux massique - Fm (tonne/an)	Formule	St1 Triffoiy Exutoire	St5 Petit Modave	St8 Petit-Avin
Réel (Fm _R)	$Q_{réel} \times C_{mesuré}$	170	452	228
Bon état (Fm _{BE})	$Q_{moyen} \times C_{BE} (25\text{mg/L})$	184	450	231
Indice du bon état	Fm_r / Fm_{BE}	0,93	1,00	0,99

Pour le Triffoiy, le flux massique réel calculé représente 170 tonnes par an tandis que le flux massique théorique représentant la limite du bon état est de 184 tonnes. Ce flux réel est donc inférieur au flux théorique. Au niveau du Hoyoux Amont, le flux réel calculé à la station de Petit Modave est de 452 tonnes par an et 450 tonnes par an pour le flux théorique. A Petit-Avin, le flux réel est de 228 et de 231 tonnes par an pour le flux théorique. Les flux calculés au niveau des deux stations du Hoyoux Amont sont donc supérieurs à ceux du Triffoiy. Cette différence s'explique par la différence de débit entre les deux cours d'eau.

L'indice du bon état, qui est calculé par le rapport entre le flux réel et le flux théorique, montre que pour l'ensemble des stations, la quantité de nitrate exportée par les cours d'eau ne dépasse pas la limite du bon état mais qu'on en est très proche.

Ces flux de nitrate 'réels' exportés par les cours d'eau peuvent être comparés aux flux d'azote exportés vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines calculés via le modèle EPIC-Grid par l'équipe de Gembloux ('D4.2 Modélisation agro-hydrologique des bassins versants du Triffoy et du Hoyoux Amont').

Le modèle EPIC-Grid a simulé le bilan des pertes en azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines pour l'année 2014 pour les différents bassins versants étudiés. En faisant l'hypothèse que l'azote issu de la zone vadose perdu vers les eaux souterraines rejoint la rivière en totalité, ces différentes pertes d'azote quittent le système via le cours d'eau à l'exutoire du bassin. Une comparaison des différentes méthodes est donc possible.

Les données de flux de nitrate mesurés à l'exutoire du bassin ont donc été transformées en flux d'azote du nitrate et ramenés en kg/ha/an par bassin versant afin d'être comparables.

Les résultats calculés sont du même ordre de grandeur pour les 3 bassins versants (Tableau 12). Pour le Triffoy les quantités d'azote exporté estimées sur base des mesures de terrain et de la modélisation sont semblables. Pour le bassin du Hoyoux (Hoyoux Amont et Petit Avin) les quantités d'azote exporté estimées sur base des mesures de terrain sont cependant supérieures aux quantités estimées par le modèle EPIC.

Tableau 12 : Comparaison des quantités d'azote exportées calculées via les données de terrain et la modélisation EPIC

N exporté par le bassin (kg/ha/an)	Triffoy	Hoyoux Amont	Petit Avin
Mesuré	12,6	10,9	13,3
Modélisé (EPIC)	12,2	8	9,1
Indice	1,03	1,36	1,46

9. Conclusions et perspectives

9.1. Indicateurs et typologies du bassin versant

Les données collectées lors du projet ont permis de mieux conceptualiser le fonctionnement des bassins versants, d'en mesurer ou calculer les différentes composantes et de développer/calculer une série d'indicateurs intrinsèques des interactions nappe/rivière ainsi que des indicateurs de pression associés aux prélèvements d'eau souterraine dans ces mêmes bassins.

Une proposition de typologie des cours d'eau a également été établie sur base de la combinaison des indicateurs intrinsèques développés (I_{ESU}^1 et I_{ESU}^2). Un croisement des différents cas de figure de ces indicateurs permet de classifier les bassins versants en fonction de l'importance relative des différentes composantes du cycle de l'eau (infiltration, ruissellement, débit de base) et reflétant la dépendance du cours d'eau par rapport à l'eau souterraine ainsi que le caractère temporaire ou permanent de la rivière. Cette typologie permet en outre de proposer des cas de figure distincts en termes d'importance relative de l'interaction ESO-ESU sur l'état quantitatif et qualitatif du cours d'eau et donc sur l'importance relative de l'état de l'eau souterraine sur celle du cours d'eau.

Le calcul des indicateurs de pression quantitative a clairement montré l'importance des captages par rapport à l'infiltration ou au débit des cours d'eau. Ces volumes prélevés représentent une part non négligeable de la recharge de la nappe et, en faisant l'hypothèse que tout l'eau prélevée irait à la rivière, augmenterait les quantités écoulées par le cours d'eau de l'ordre de 30 à 50%. Cette différence d'écoulement d'eau dans la rivière aurait évidemment des conséquences sur les niveaux d'eau ainsi que sur les vitesses d'écoulement. Or, comme l'a montré l'analyse des macro-invertébrés benthiques (*'D3.1 Acquisition des données pour l'interprétation de la pression associée des prélèvements d'eau souterraine sur l'état et le fonctionnement écologique des cours d'eau'*), une composition faunistique témoignant d'une perturbation des caractéristiques d'écoulement causée par des débits faibles est relevée sur 2 stations du Triffoiy ce qui confirme que l'hydromorphologie est un facteur impactant la qualité biologique du cours d'eau. Par contre, au niveau du Hoyoux, qui a, comme le démontre cette étude, un fonctionnement hydrologique semblable à celui du Triffoiy, l'impact écologique attribuable à une réduction des débits suite aux prélèvements apparaît plus faible (voir 'D3.1'). Il faut cependant noter que le bassin du Hoyoux a une superficie globale pratiquement trois fois supérieure à celle du Triffoiy. Ceci signifie que, à indicateur de pression identique, les débits des cours d'eau peuvent être fort différents (plus élevés dans le Hoyoux relativement au Triffoiy). Il faudrait donc pouvoir définir l'impact des prélèvements sur l'hydrodynamique locale du cours d'eau pour affiner l'analyse proposée dans le livrable 'D3.1'.

9.2. Application des indicateurs et de la typologie sur d'autres bassins versants

Même si tous ces développements sont basés sur des mesures et le contexte spécifique, voire un peu extrême, de cours d'eau (le Hoyoux et le Triffoiy) de type alcalin, très dépendant des eaux souterraines, l'ensemble de la méthodologie d'acquisition des paramètres et les indicateurs proposés peuvent être appliqués à d'autres contextes géologiques et hydrogéologiques que ceux rencontrés dans le projet (calcaires carbonifères très infiltrant) et ainsi être généralisés pour d'autres types de bassins versants.

Le calcul de ces indicateurs dans des contextes différents, notamment des bassins ruisselants du Massif Ardennais, permettra de tester la robustesse de la méthode.

Pour généraliser les travaux menés sur les bassins du Hoyoux amont et du Triffoy et calculer des indicateurs équivalents pour d'autres bassins versants ou masse d'eau de surface, la méthodologie développée par le projet ESO-ESU comporte quelques étapes cruciales par lesquelles il est nécessaire de passer.

La première étape consiste à établir une délimitation la plus précise du bassin versant du cours d'eau, de la portion de nappe qui l'alimente et de la zone d'alimentation des captages qui y sont localisés. Cette délimitation doit éventuellement être revue a posteriori sur base des résultats des bilans (ex : le Torrent de Bonne qui doit être associé au Hoyoux amont).

La deuxième étape consiste en la mise en place d'un réseau de suivi. Celui-ci doit porter sur les **eaux météoriques** qui alimentent le bassin, idéalement par la mise en place d'une station météorologique permettant le calcul de l'eau utile. Au niveau des **eaux de surface**, des sondes pressiométriques doivent être disposées dans le bassin versant (en tout cas à son exutoire, mais peut-être aussi en d'autres points en fonction du contexte hydrologique et hydrogéologique local) en vue de suivre les lames d'eau écoulées au cours du temps. Ceci doit être complété par des jaugeages réguliers en vue d'établir les courbes de tarage des sections jaugées. Pour pouvoir établir l'importance de l'**eau souterraine** et quantifier sa contribution au débit de l'eau de surface, des sondes combinées pression – conductivité électrique et/ou la mesure de tout traceur chimique des eaux souterraines doit être envisagée en vue de pouvoir procéder à des calculs de séparation d'hydrogramme permettant d'extraire le débit de base du débit total du cours d'eau. Un suivi de la piézométrie de la nappe d'une part dans le bassin versant mais aussi au voisinage immédiat du cours du ou des cours d'eau est également susceptible de mieux quantifier les échanges nappe – rivière et l'importance des variations piézométriques sur la dynamique du cours d'eau (en particulier la composante rapide du débit de base). En vue d'affiner le calcul des indicateurs, il semble nécessaire de mettre en place ce monitoring sur plus qu'une année hydrologique, les résultats obtenus dans le projet montrant qu'il y a une variabilité interannuelle non négligeable.

Du point de vue de la qualité physico-chimique (troisième étape), les données de monitoring « hydrochimique général » et « nitrate » indiquent qu'un suivi hebdomadaire, voire journalier pour certains événements, est pratiquement nécessaire si l'on souhaite mettre en évidence l'ensemble des processus qui influencent les concentrations en nitrate dans le cours d'eau. Une augmentation des concentrations en nitrate très marquée en hiver a été clairement observée dans le cadre du projet et associée au lessivage de l'azote résiduel des sols agricoles après culture, lors de la reprise de l'infiltration hivernale. Un tel suivi plus régulier pourrait utilement compléter les mesures d'APL effectuées sur les parcelles en vue d'optimiser les pratiques agricoles dans le bassin versant.

En ce qui concerne le suivi de la qualité biologique des eaux de surface fortement influencées par les eaux souterraines (quatrième étape), on peut recommander l'adoption de méthodes spécifiquement destinées à évaluer l'impact de variations des conditions morpho-dynamiques dans les cours d'eau, dépendantes des apports d'eau souterraine et donc des prélèvements. A cet égard, la méthodologie la

plus appropriée (voir D3.1) consiste à analyser les réponses fonctionnelles d'organismes particulièrement sensibles aux caractéristiques de l'écoulement et du substrat du fond des cours d'eau. En fonction du développement des méthodes, les macroinvertébrés benthiques sont les indicateurs les plus adéquats pour mettre en évidence des perturbations de la qualité hydromorphologique susceptibles d'impacter la qualité biologique des cours d'eau et les protocoles de prélèvement utilisés pour la détermination des indices biotiques « invertébrés » permettent de réaliser cette approche. Il serait donc possible actuellement de ré-analyser des données existantes des réseaux de contrôle de l'état écologique des eaux de surface pour détecter les cas où l'interaction ESO-ESU impacte significativement la qualité biologique. A l'opposé, il n'y a pas actuellement de moyen d'évaluer spécifiquement l'impact de l'altération « nitrate » sur un cours d'eau : tout reste à faire dans ce domaine car les études destinées à évaluer des réponses des « éléments de qualité biologique » (au sens de la DCE) n'ont pas suffisamment considéré l'influence de l'azote dans le phénomène d'eutrophisation des eaux continentales, alors que l'intensification des pratiques agricoles a eu un impact majeur sur le cycle de l'azote dans les pays développés (ex. Billen *et al.*, 2007) et au niveau global (Galloway *et al.*, 2004). Le fait qu'un débat s'est récemment amorcé sur la part de l'azote comme agent responsable de l'eutrophisation des eaux continentales, en particulier au niveau des « blooms » algaux en milieu lacustre (Paerl *et al.*, 2014), souligne bien l'intérêt de développer des indicateurs de l'impact du nitrate sur les cours d'eau.

10. Bibliographie

- Baird I. R. C. and S. Burgin, 2016, Conservation of a groundwater-dependent mire-dwelling dragonfly: implications of multiple threatening processes, *Journal of Insect Conservation*, 20(2), 165-178.
- Beaujean J., Lemieux JM., Dassargues A., Therrien R., Brouyère S., 2014, Physically based groundwater vulnerability assessment using sensitivity analysis methods, *Groundwater*, 52, 864-874.
- Billen G., J. Garnier, J. Némery, M. Sebilo, A. Sferratore, S. Barles, P. Benoit and M. Benoît, 2007, A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum, *Science of The Total Environment*, 375(1-3), 80-97.
- Brouyère S., Gesels J., Jamin P., Robert T., Thomas L., Dassargues A., Bastien J., Vanwittenberge F., Rorive A., Dossin F., Lacour JL., Le Madec D., Nogarède P., Hallet V., 2008, Caractérisation hydrogéologique et support à la mise en œuvre de la Directive Européenne 2000/60 sur les masses d'eau souterraine en Région Wallonne (Projet Synclin'EAU), D3.12 Rapport de caractérisation de la MESO RWM021, Convention RW et SPGE-Aquapôle.
- Brouyère S., Gesels J., Goderniaus P., Jamin P., Robert T., Thomas L. Dassargues A., Bastien J., Vanwittenberge F. Rorive A., Dossin F., Lacour JL., Le Madec D. Nogarède P. & Hallet V., 2009, Caractérisation hydrogéologique et support à la mise en œuvre de la Directive Européenne 2000/60 sur les masses d'eau souterraine en Région Wallonne (Projet Synclin'EAU), D3.41 Etablissement et application d'un indicateur quantitatif, Convention RW et SPGE-Aquapôle.
- Caissie D., Pollock T.L., Cunjak R.A., 1996, Variation in stream water chemistry and hydrograph separation in a small drainage basin, *Journal of Hydrology*, 178, 137-157.
- Clausen B. & Biggs B. J. F., 2000, Flow indices for ecological studies in temperate streams: Groupings based on covariance, *Journal of Hydrology*, 237, 184-197.
- Danielopol D.L., Griebler C., Gunatilaka A., Notenboom J., 2003, Present state and future prospects for groundwater ecosystems, *Environmental Conservation*, 30, 104-130.
- European Commission, 2015a, Technical report on Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, Guidance Document No. 31.
- European Commission, 2015b, Technical report on groundwater associated aquatic ecosystems, Technical report n°9, Unit C1 Water.
- Galloway J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend and C. J. Vöosmarty, 2004, Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future, *Biogeochemistry*, 70(2), 153-226.
- Gardin N., Wodja P., Brouyère S., 2006, European Commission FP6, Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water : advanced integrated technologies and management

instrument (GABARDINE Project), DL 43 Stress factors and associated physically based criteria and conclusions on the directions to be followed for developing a physically based vulnerability assessment method.

- GENESIS, 2012, Groundwater and Dependent Ecosystems, D4.3, New indicators for assessing GDE vulnerability,
- Geniaux G., 2006, Indicateurs de développement durable : un panorama des principales références bibliographiques, cadres conceptuels et initiatives internationales, Ecodeveloppement, UR767, INRA, Avignon.
- Henriksen HJ., Troldborg L., Højberg AL., Refsgaard JC., 2008, Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and a numerical groundwater-surface water model, *Journal of Hydrology*, 348, 224-240.
- Kløve B., P. Ala-Aho, G. Bertrand, J. J. Gurdak, H. Kupfersberger, J. Kværner, T. Muotka, H. Mykrä, E. Preda, P. Rossi, C. B. Uvo, E. Velasco and M. Pulido-Velazquez, 2014, Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems, *Journal of Hydrology*, 518(PB), 250-266.
- Linsley R.K., Kohler M.A. & Paulhus J.L., 1949, *Applied Hydrology*, New-York, McGraw-Hill.
- Montaigne F., 2002, Water pressure – challenge for humanity, *National Geographic*, 2-33, Sept 2002.
- Olden J. D. & Poff N. L., 2003, Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing stream flow regimes, *River Research and Application*, 19, 101–121.
- Paerl H. W., Gardner W. S., McCarthy M. J., Peierls B. L. and S. W. Wilhelm B. L., 2014, Algal blooms: noteworthy nitrogen, *Science*, 346(6206), 175.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., *et al*, 1997, The natural flow regime, a paradigm for river conservation and restoration, *Bioscience*, 47, 769–784.
- Sloto R. & Crouse M., 1996, HYSEP : A computer program for streamflow hydrograph separation and analysis, US Geological Survey, *Water-Resources Investigation*, Report 96-4040.
- Sophocleus M., 2007, The science and practice of environmental flows and the role of hydrogeologists, *Groundwater*, Issue Paper, 45, 393-401.
- Stewart M., Cimino J., Ross M., 2007, Calibration of base flow separation methods with streamflow conductivity, *Groundwater*, 45, 17-27.
- Tharme RE., 2003, A global perspective on environmental flow assessment : emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers, *River Research and Applications*, 19, 397-441.
- Vrba J. & Lipponen A., 2007, Groundwater resources sustainability indicators, Groundwater Indicators Working Group, UNESCO, IAEA, IAH, IHP GW-14.

- Whiterod N. S., O. F. Sweeney and M. P. Hammer, 2015, Assessing the status of a disjunct population of the endangered crayfish *Euastacus bispinosus* in a karst rising-spring habitat in southern Australia, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(5), 459-468.
- Wood P. J., Agnew M. D., Petts G. E., 2000, Flow variations and macroinvertebrate community responses in a small groundwater-dominated stream in southeast England, *Hydrological Processes*, 14, 3133–3147.

Annexes

1. Calcul du débit de base

Les grandeurs physiques inconnues du modèle conceptuel ne sont pas quantifiable directement. Cependant, ils peuvent tous être dérivés les uns des autres une fois que l'un d'eux est connu. Le choix s'est porté sur le débit de base au vu des données disponibles. En effet, les chroniques de débit sont cumulées à celles de conductivité électrique de l'eau de surface. Cette conductivité électrique représente la minéralisation de l'eau acquise dans le milieu souterrain et est donc un traceur physique de l'eau souterraine. Différentes méthodes de séparation d'hydrogramme ont pu être effectuées et ce débit de base a ainsi pu être quantifié. Une différenciation entre les apports 'rapides' et 'lents' venant du débit de base a également été réalisé sur base des différentes séparations d'hydrogramme.

Notions théoriques

La mesure directe des différentes composantes régissant l'écoulement de surface est pratiquement impossible à réaliser. Une méthode précise d'analyse de l'hydrogramme est donc nécessaire afin de séparer ces différentes composantes. De manière simplifiée, on considère (1) le ruissellement et (2) le débit de base. Le débit de base est défini comme étant la partie du débit qui provient des eaux souterraine. Grâce à cette méthode, une estimation des valeurs de recharge et de décharge de l'aquifère peut être connue.

De nombreuses méthodes ont vu le jour vu l'importance de l'estimation du débit de base. Il est possible de les classer suivant deux groupes distincts, chacun présentant des avantages et inconvénients.

Méthode sans traceur

Comme son nom l'indique, ces méthodes ne se basent sur aucun traceur afin de séparer les composantes. La séparation est effectuée de manière graphique ou mathématique se basant sur des méthodes empiriques requérant uniquement les mesures de débit du cours d'eau. Différentes approches existent comme l'analyse des courbes de récession, l'utilisation de filtres digitaux, ...

Dans le cadre du projet, 2 méthodes ont été utilisées :

- VCN3
- Hysep

Le VCN3 est une technique de traitement de données hydrologiques qui est défini comme le débit moyen minimum sur 3 jours consécutifs observé au cours d'une période donnée, généralement un mois calendaire. Le minimum mensuel ainsi obtenu est alors considéré comme représentatif du débit de base. Aucune extrapolation n'est faite entre les points minima mensuels, ce qui signifie que le débit de base n'est représenté que par une seule valeur par mois.

La méthode Hysep s'appuie sur des algorithmes reproduisant les principes de séparation graphique manuelle consistant à relier les valeurs minimales de l'hydrogramme afin de dresser la courbe du débit de base (Sloto & Crouse 1996). Trois procédés Hysep sont répertoriés :

- Fixed interval (FI) : relie les valeurs minimales pour chaque intervalle $2N^*$;

- Sliding interval (SI) : relie la valeur minimale dans l'intervalle $[0.5(2N^*-1)]$ avant et après chaque point considéré de l'hydrogramme ;
- Local minimum (LM) : vérification journalière si la valeur de l'écoulement est la valeur minimale suivant l'intervalle $[0,5(2N^*-1)]$, avant et après le jour considéré. Si c'est le cas, on relie directement ce point aux valeurs minimales adjacentes.

Pour l'application de ces procédés, il est nécessaire de connaître la valeur N, qui correspond à la durée après laquelle le ruissellement s'arrête. La valeur fréquemment utilisée est défini par Linsley *et al.* (1949) soit :

$$N = 0.83 A^{0.2} \quad (12)$$

Avec A la superficie du bassin (km²) et N l'intervalle de temps (j).

Pour la séparation d'hydrogramme, on considère l'intervalle $2N^*$, la valeur entière impaire la plus proche de $2N$. Cet intervalle varie entre 3 et 11 selon la superficie plus ou moins grande du bassin versant étudié. Ainsi plus le paramètre $2N^*$ est grand, moins la contribution du débit de base sera importante (Stewart *et al.*, 2007).

Stanley *et al.* (2007) ont cependant démontré qu'il est nécessaire de calibrer ce paramètre, notamment grâce à la méthode de séparation d'hydrogramme avec traceur.

Méthode avec traceur

Ces méthodes se basent sur un traceur hydrogéochimique ou isotopique et sont considérées comme plus objectives du fait qu'elles se basent sur des mesures de terrain en relation directe avec des processus physiques et chimiques des bassins (Steward *et al.*, 2007). Ce type de séparation d'hydrogramme se base sur une approche de type mélange en faisant l'hypothèse que la signature du traceur des différentes composantes est constante et unique (contrastée entre elles) et que la conservation de masse s'applique du point de vue de la quantité et de la qualité d'eau incluant un mélange conservatif des composantes. La conductivité électrique semble être le traceur le plus efficace pour quantifier les différentes composantes (Caissie *et al.* 1996) et c'est celui qui a été utilisé dans le cadre de cette étude (Conductivity Mass Balance – CMB).

L'équation utilisée pour le mélange est :

$$Q_T C_T = Q_B C_B + Q_R C_R \quad (13)$$

Avec

- Q_T : débit total du cours d'eau ;
- Q_B : débit provenant de l'eau souterraine ;
- Q_R : débit provenant du ruissellement ;
- C_T : conductivité électrique mesurée dans l'eau de surface ;
- C_B : conductivité électrique de l'eau souterraine ;
- C_R : conductivité électrique du ruissellement.

Cette équation peut être résolue en utilisant l'équation de bilan de masse suivante :

$$Q_T = Q_B + Q_R \quad (14)$$

Ce qui donne le débit de base selon :

$$Q_B = Q_T \frac{(C_T - C_R)}{(C_B - C_R)} \quad (15)$$

Une calibration selon la méthode HYSEP est possible et sera appliquée. Un ajustement de l'intervalle 2N* est ainsi effectué afin de minimiser la somme des résidus entre la méthode semi-analytique et la méthode CMB.

Séparation d'hydrogramme

Dans le cadre de l'étude, trois méthodes ont été utilisées afin de calculer le débit de base (méthode sans traceur, méthode avec traceur et méthode mixte). Une première estimation a été effectuée à l'aide du 'VCN3' (méthode sans traceur) afin de calculer les variations de réserve de la nappe pour le calcul des bilans. Une séparation sur base de la conductivité électrique a ensuite été utilisée afin de se baser au maximum sur des données de terrain. Enfin, une méthode graphique avec calibration par la conductivité électrique a été réalisée.

VCN3

Une séparation d'hydrogramme a été effectuée sur base de la méthode du VCN3 sur les 2 stations situées aux exutoires des bassins (St1 - Figure 12 et St5 - Figure 13). Le débit de base obtenu suit la tendance lors des périodes d'étiage et s'en démarque lors des crues, lorsque le ruissellement apparaît. Les premières ruptures de pente après les pics de crues ne sont cependant pas prises en compte dans le débit de base calculé par cette méthode.

Les lames d'eau écoulées pour la période d'étude, calculées par le VCN3 aux différentes stations sont de :

- St 1 Triffoy : 292 mm
- St 5 Hoyoux Amont : 270 mm

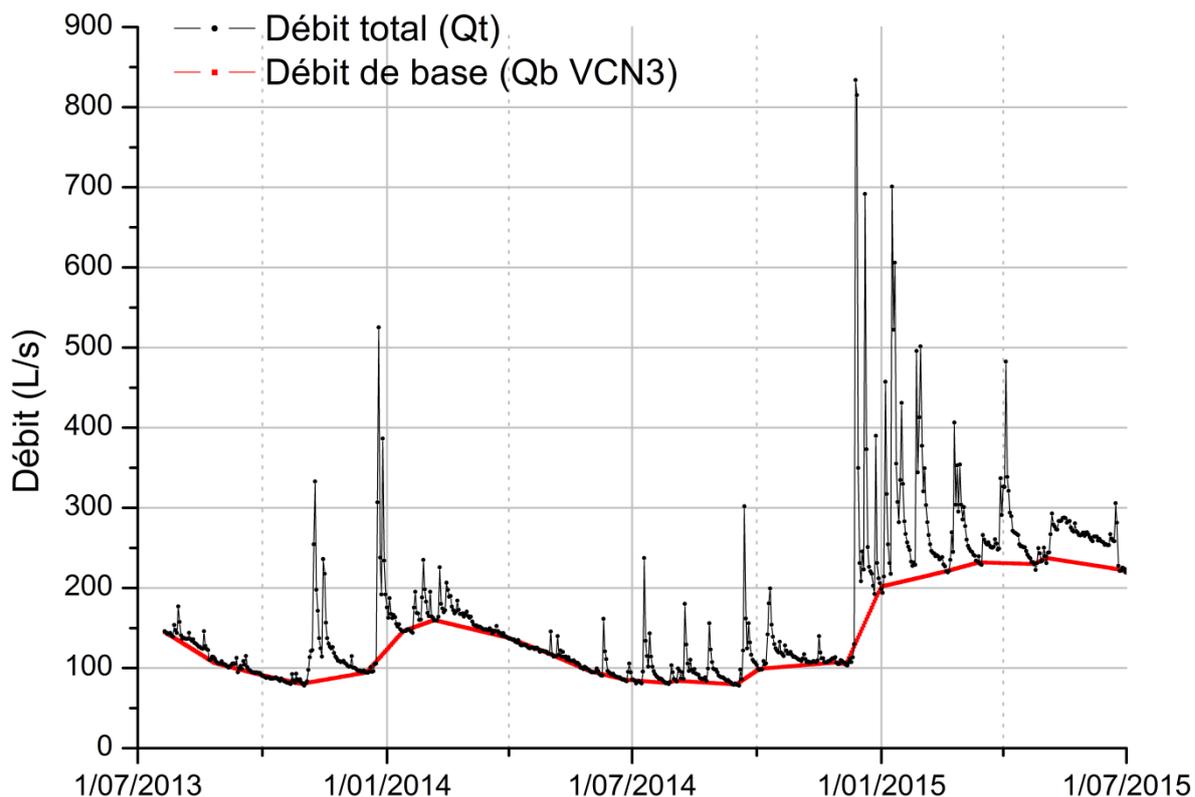


Figure 12 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Triffoy (St1) à l'aide du VCN3

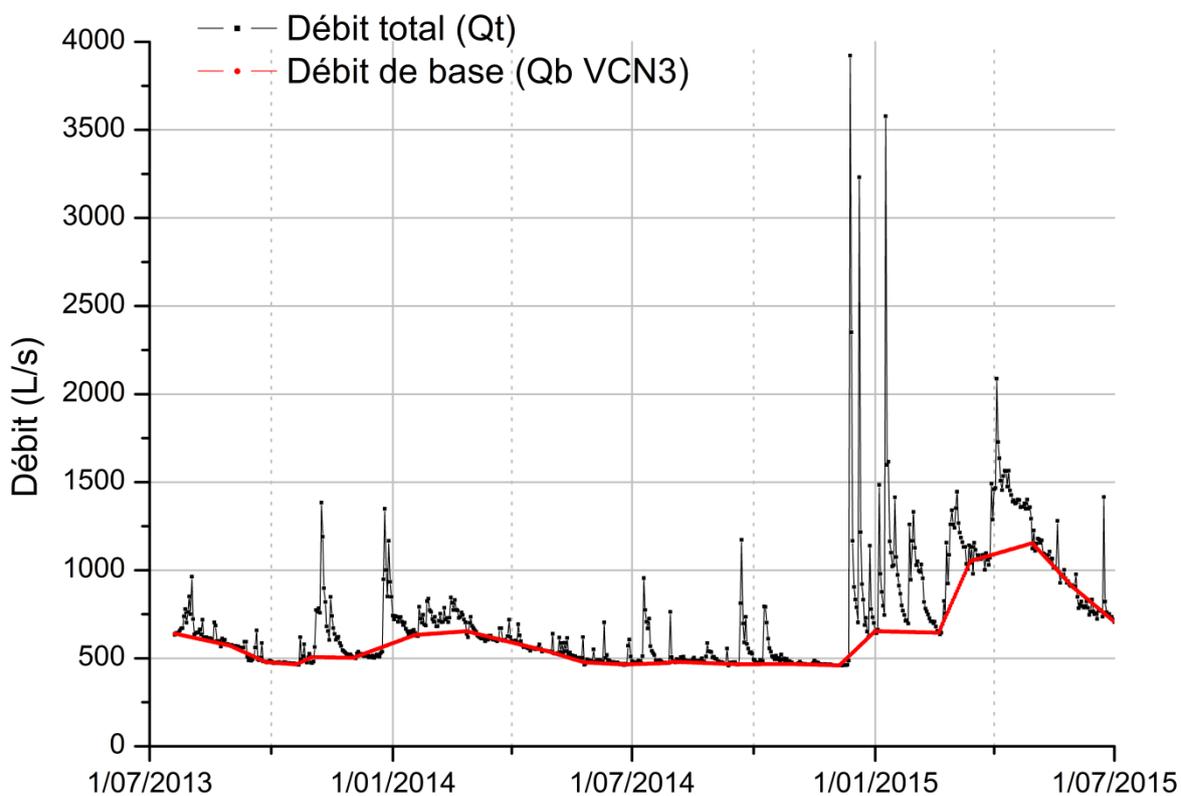


Figure 13 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Hoyoux Amont (St5) à l'aide du VCN3

Conductivity Mass Balance

Comme expliqué dans les notions théoriques, la méthode avec traceur se base sur une équation de mélange et de conservation de masse pour séparer l'hydrogramme. La séparation d'hydrogramme selon cette méthode a pu être effectuée sur les deux stations situées aux exutoires des bassins (St1 – Figure 14 et St5 -Figure 15) étant donné que la disponibilité des données de conductivité électrique.

Les hydrogrammes montrent des périodes où la conductivité électrique est stable. L'hypothèse d'un écoulement provenant uniquement des eaux souterraines est faite durant ces périodes. Les valeurs de conductivité électrique du ruissellement et des eaux souterraines ont été paramétrées afin que le débit de base calculé colle le plus possible au débit total lors de ces périodes d'étiage. Cependant, et contrairement au VCN3, le débit de base est surestimé lors des périodes de crues, surtout lors de l'hiver 2014/2015. Les crues de l'hiver 2014/2015 sont plus importantes que celles de l'hiver précédent, des valeurs de conductivité électrique plus faibles (plus grande dilution) étaient attendues. Cependant la dilution de la conductivité n'a pas été aussi marquée. Cela peut être expliqué par une dérive du capteur de conductivité des sondes qui a induit une moins bonne qualité des données. Malgré une post-correction, le débit calculé est influencé par ces erreurs de mesure.

Les lames d'eau écoulées pour la période d'étude, calculées par la méthode CMB aux différentes stations sont de :

- St 1 Triffoy : 301 mm
- St 5 Hoyoux Amont : 279 mm

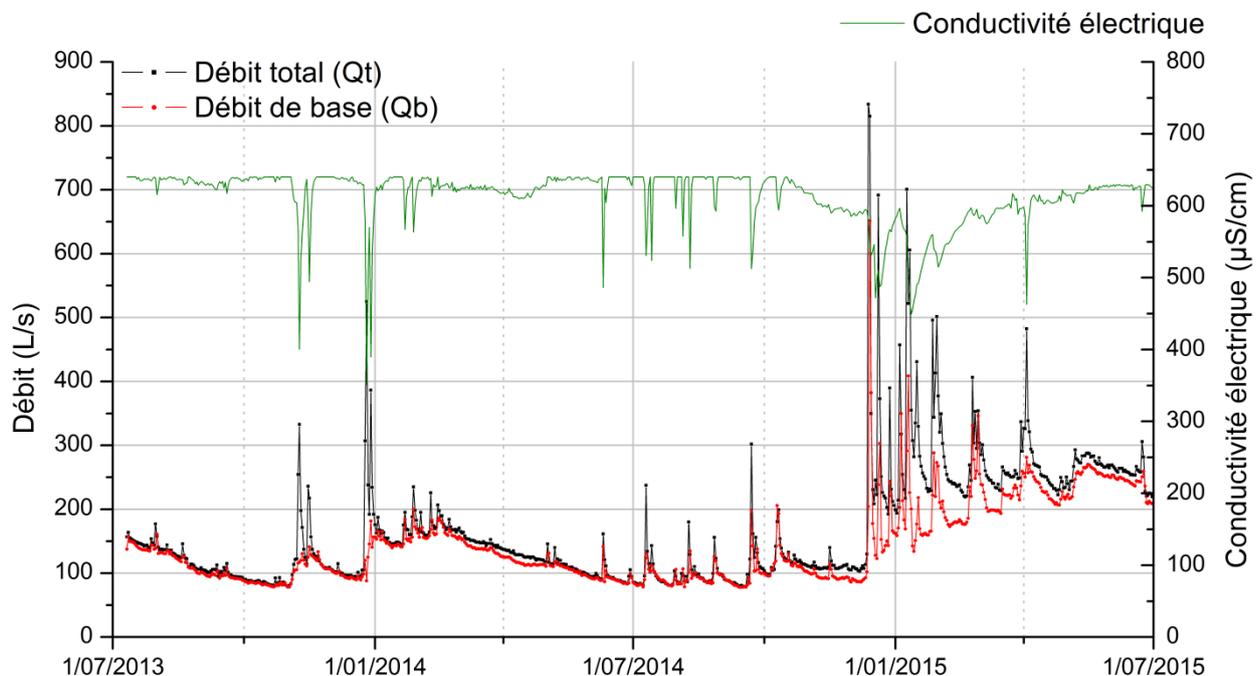


Figure 14 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Triffoy (St1) à l'aide de la méthode CMB (le capteur de conductivité électrique a été encrassé au début de l'année 2015, ce qui explique la dérive de la conductivité électrique et le décrochement du débit de base par rapport au débit total)

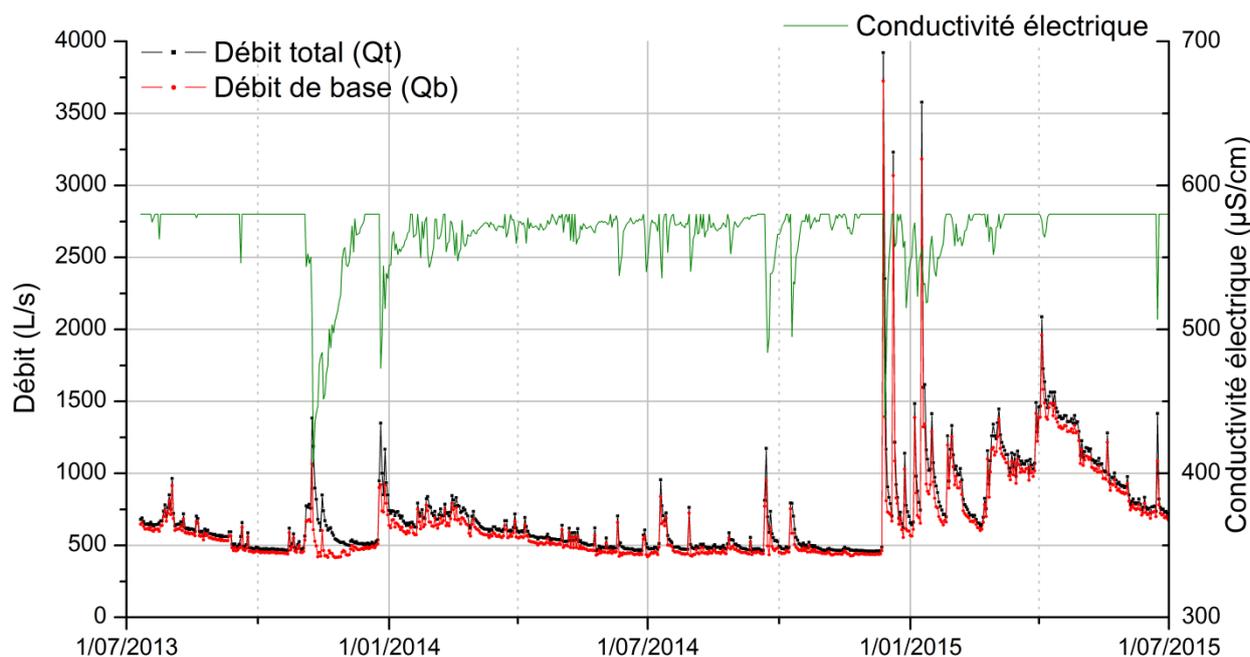


Figure 15 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Hoyoux Amont (St5) à l'aide de la méthode CMB

Méthode Hysep calibrée avec la méthode CMB

La méthode Hysep (FI, SI LM) qui corrèle le mieux avec la méthode CMB sera retenue pour la calibration. Ensuite, un ajustement de l'intervalle $2N^*$ est effectué afin de minimiser la somme des résidus entre la méthode semi-analytique et la méthode CMB.

Dans le cadre de l'étude, la méthode du 'slide interval' est celle qui correspond le plus au débit de base calculé par la méthode CMB. Un ajustement du paramètre $2N^*$ a donc été effectué sur cette méthode ($2N^* = 5$).

Les débits de base collent bien au débit total lors des périodes d'étiage (Figure 16 et Figure 17). Les débits de base lors pics de crues semblent exagérés mais le sont moins que dans le cas de la méthode CMB.

Les lames d'eau écoulées pour la période d'étude, calculées par la méthode CMB aux différentes stations sont de :

- St 1 Triffoy : 320 mm
- St 5 Hoyoux Amont : 286 mm

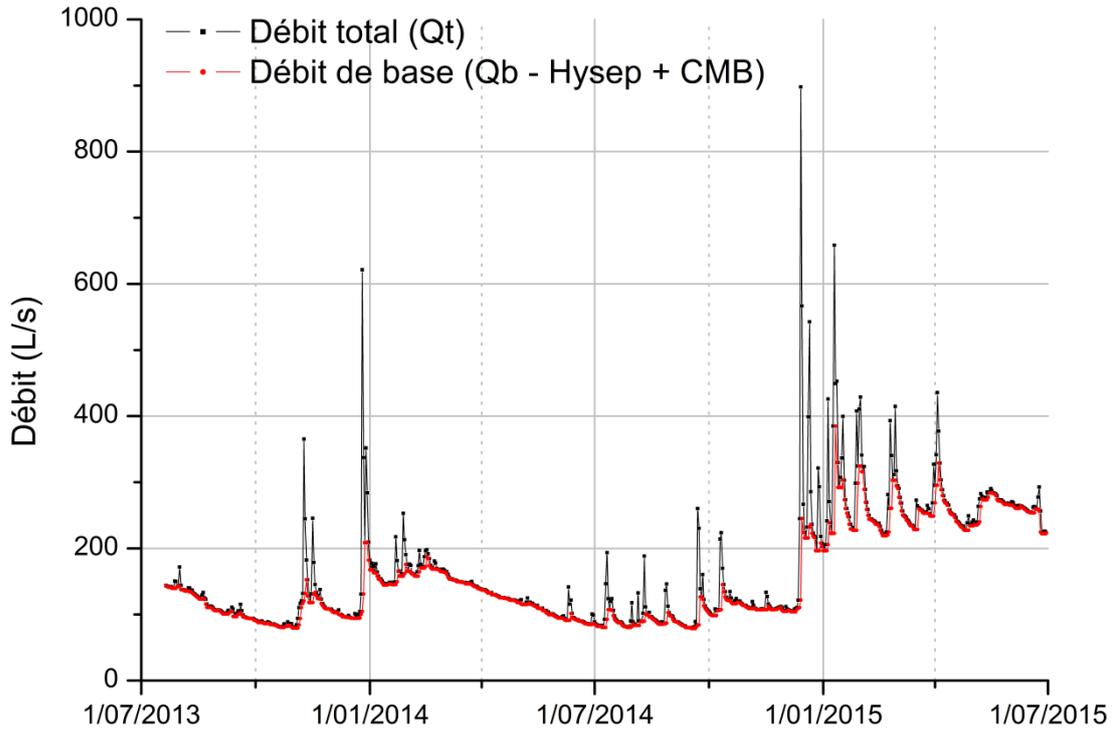


Figure 16 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Triffoy (St1) à l'aide de la méthode Hysep + CMB

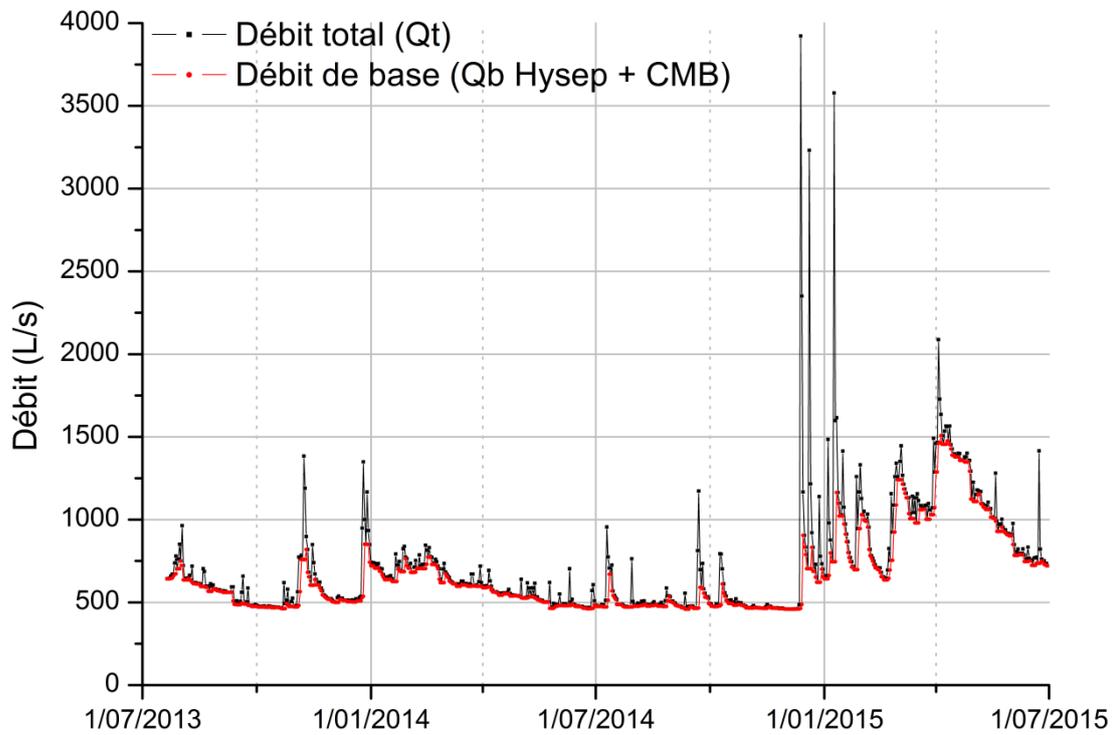


Figure 17 : Séparation d'hydrogramme de la station à l'exutoire du Hoyoux Amont (St5) à l'aide de la méthode Hysep + CMB

Comparaison des méthodes

Les débits de base aux exutoires des deux bassins étudiés ont été calculés sur base de trois méthodes de séparation d'hydrogramme (Figure 18 pour le Triffoiy et Figure 19 pour le Hoyoux Amont). La méthode du VCN3 présente des volumes de débit de base moins important que ceux calculés par les deux autres méthodes. Ceci s'explique par le fait que cette méthode ne prend en compte que le débit minimum mensuel. Bien que le débit de base soit surestimé lors de crues par la méthode CMB, les débits de base calculés par cette méthode sont inférieurs à ceux calculés par la méthode Hysep + CMB. Un léger décalage général entre le débit de base et le débit total lors des périodes d'étiage est certainement présent dans la méthode CMB, qui, intégrée sur la période d'étude, résulte en une différence relativement significative.

Une différenciation des apports de la nappe vers la rivière via le débit de base a été conceptualisée sur base de ces différentes approches et ainsi permis de séparer le débit de base en différentes composantes (lente (Q_B^l) et rapide (Q_B^r)).

L'approche 'VCN3' représente le drainage général de la nappe par le cours d'eau sans tenir compte d'évènement particuliers (appelé débit de base 'lent' Q_B^l).

L'approche 'CMB + Hysep' donne l'entièreté des apports d'eau vers la nappe via le débit de base (débit de base 'total' - Q_B). Il représente donc le drainage total de la nappe par le cours d'eau.

La différence entre ce débit de base 'total' et 'lent', appelé débit de base 'rapide' (Q_B^r) représente les apports de la nappe vers le cours d'eau suite à l'augmentation du niveau piézométrique après de fortes précipitations. Les apports d'eau utile se traduisent donc par une augmentation du débit du cours d'eau suite au ruissellement, suivie de manière quasi synchrone mais plus prolongée, par un soutien du débit de base associé à la remontée de la nappe suite à la recharge par infiltration

Les valeurs de débit de base de la méthode CMB + Hysep seront utilisées comme valeurs de référence pour le calcul des autres termes.

Tableau 13: Lame d'eau écoulee par le débit de base pour la période de juillet 2013 à juillet 2015

Lame d'eau écoulee <i>mm</i>	VCN3	CMB	Hysep + CMB
Triffoiy	292	301	320
Hoyoux Amont	270	279	286

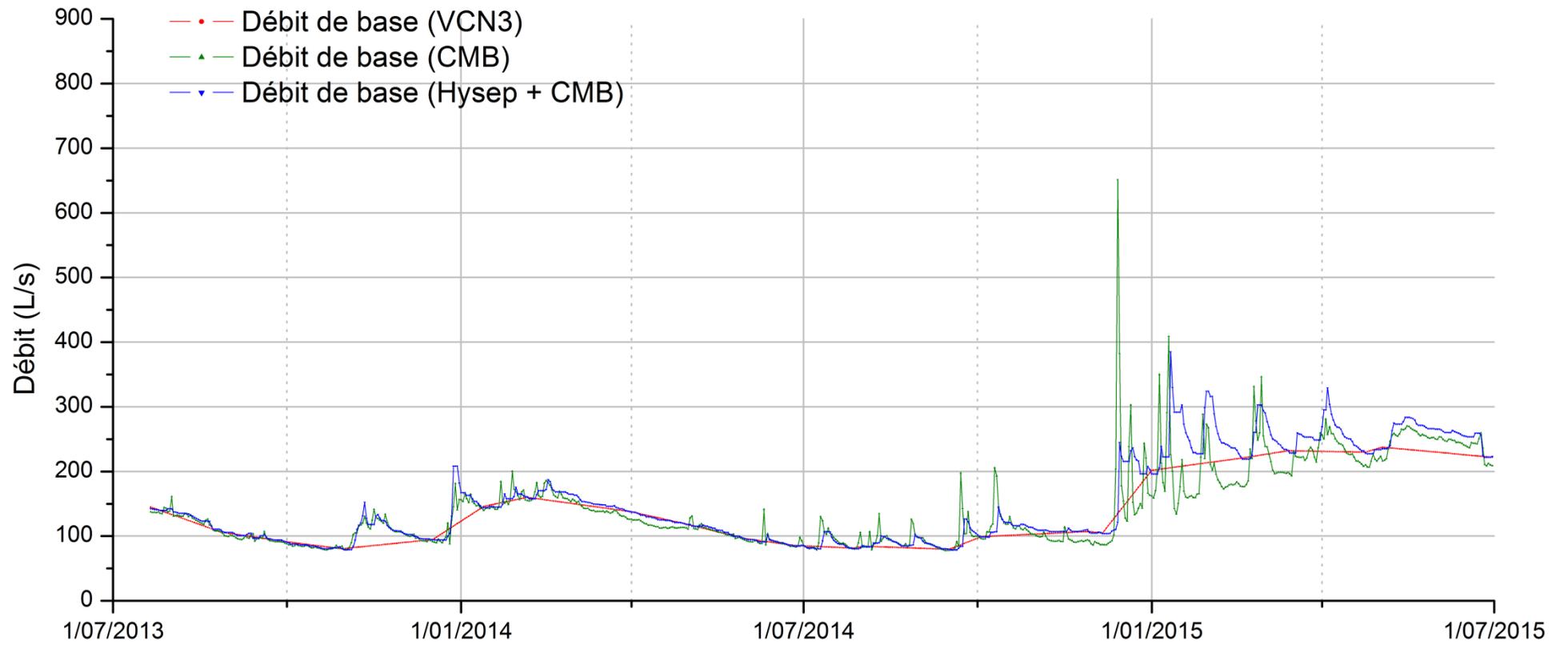


Figure 18 : Comparaison des débits de base calculés par les différentes méthodes Triffoy Exutoire (St1)

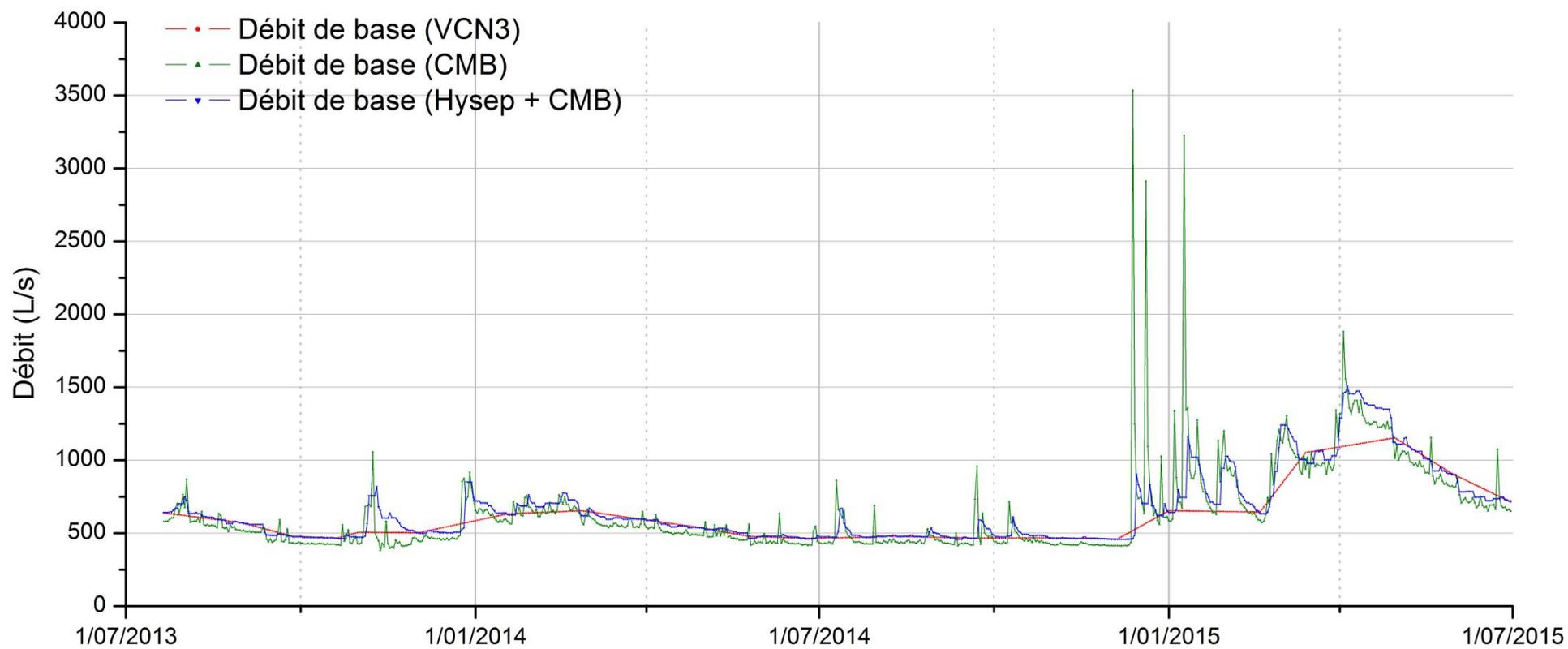


Figure 19 : Comparaison des débits de base calculés par les différentes méthodes à la station Hoyoux Amont Exutoire (St5)