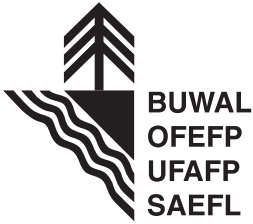




EAWAG



BUWAL
OFEFP
UFAFP
SAEFL



Projet «STORM: assainissement par temps de pluie»

Impact des rejets pluviaux urbains sur les milieux récepteurs

Vladimir Krejci, Andreas Frutiger, Simon Kreikenbaum et Luca Rossi

Contenu

Avant-propos

1	Cours d'eau en tant qu'espace vital	1
1.1	Éléments abiotiques des cours d'eau	1
1.2	Éléments biotiques des cours d'eau	2
1.3	Fonctions importantes des cours d'eau	3
1.4	Variations dans le sens de la longueur	4
1.5	Cours d'eau dans les zones urbaines	5
2	Identification et évaluation des atteintes aux cours d'eau	7
2.1	Atteintes aux cours d'eau par temps de pluie	7
2.2	Identification des atteintes aux cours d'eau	9
2.3	Évaluation des atteintes aux cours d'eau	9
2.4	Principe de l'évaluation biologique: comparaison entre l'état de référence et l'état réel	10
2.4.1	L'état écomorphologique	10
2.4.2	Le principe des indicateurs biologiques	12
2.4.3	Exemples d'indicateurs biologiques	13
2.4.4	Limites et incertitudes des indicateurs biologiques	13
3	Atteintes à l'état écologique	15
3.1	Atteintes chimiques	15
3.1.1	Atteintes aux cours d'eau déclarées en Suisse	15
3.1.2	Principe de l'effet écologique des contaminations	15
3.1.3	Principe de l'effet écologique des contaminations épisodiques	16
3.1.4	Les différentes catégories d'atteinte chimique	16
3.2	Atteintes physiques	22
3.2.1	Atteintes mécaniques-hydrauliques	22
3.2.2	Impacts thermiques	23
4	Atteintes à l'utilisation anthropogène	25
4.1	Matières grossières	25
4.2	Atteintes hygiéniques	25
4.2.1	Indicateurs importants d'impact hygiénique aux eaux par l'assainissement urbain	26
4.2.2	Origine des germes fécaux par temps de pluie	27
4.2.3	Manifestation des germes fécaux dans les cours d'eau par temps de pluie	28
4.2.4	Dispersion et durée de vie dans les rivières et les lacs	29
5	Conclusion	31
5.1	Situation de temps sec et situation de temps de pluie	31
5.2	Problèmes liés aux cours d'eau en rapport avec les déversements par les canalisations en temps de pluie	32
5.3	Perspectives	32
6	Termes biologiques, chimiques et écologiques	33
7	Littérature	35

Impressum

Cette étude a été initiée par l'office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) et par l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG). Elle est présentée sous la forme du projet «STORM: Assainissement par temps de pluie»

© EAWAG, BUWAL (2005)

Responsable du projet

Vladimir Krejci, Dr. sc. tech.

Collaborateurs

Rolf Fankhauser, Dr. phil.

Andreas Frutiger, Dr. sc. nat.

Simon Kreikenbaum, Dipl. Ing. ETH

Luca Rossi, Dr. sc. tech.

Le projet STORM a été suivi par un groupe d'experts

Erwin Bieri, BUWAL

Prof. Dr. Markus Boller, EAWAG

Patrick Fischer, BUWAL

Prof. Dr. Willi Gujer, ETHZ und EAWAG

Rolf Lüdi, BUWAL

Prof. Dr. Wolfgang Rauch, Universität Innsbruck

Kurt Suter, VSA und Baudepartement des Kantons Aargau

Illustrations

EAWAG, les autres sources sont mentionnées.

Page de titre: CECOTOX, EPFL, Lausanne

Layout

Peter Nadler, Künsnacht

Graphisme

Lydia Zweifel

Commande

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung,
Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG),
Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf
http://www.eawag.ch/publications/d_index.html



Impact des rejets pluviaux urbains sur les milieux récepteurs

Vladimir Krejci, Andreas Frutiger, Simon Kreikenbaum et Luca Rossi

Avant-propos

Les problèmes de protection des eaux dans les zones urbaines par temps de pluie sont manifestement variés et complexes. Ils ne peuvent être résolus que rarement au moyen de directives sous forme de recettes simples. Dans la plupart des situations, une compréhension des processus biologiques les plus importants est indispensable pour trouver des solutions écologiques efficace et satisfaisantes.

En Suisse, les bassins d'eaux pluviales (BEP) ont principalement été utilisés jusqu'à maintenant comme mesures de protection des eaux en assainissement par temps de pluie. Cependant, le procédé de planification pour ces BEP ne tient qu'insuffisamment compte de la situation dans les milieux récepteurs par temps de pluie. En outre, le procédé de planification appliqué jusqu'à présent ne correspond plus à la stratégie actuelle de la protection des eaux définie par la Loi et l'Ordonnance sur la protection des eaux.

L'OFEP, le VSA et l'EAWAG ont décidé, pour les raisons énoncées, de définir de nouveaux outils. Ainsi, le projet de recherche «STORM: Assainissement par temps de pluie» consiste à réunir les informations les plus importantes, en partie existantes et en partie nouvellement élaborées, pour la planification, la projection et l'exploitation du traitement des eaux pluviales.

L'importance du projet STORM réside notamment dans le soutien de la stratégie de type immission et dans les propositions d'une uniformisation méthodique de la planification des mesures pour le traitement des eaux pluviales en Suisse. Les incertitudes existantes ainsi que les coûts doivent être pris en compte lors de la planification. Une vérification cohérente des résultats des investissements consentis doit aussi être assurée. Les informations seront également utilisées comme base pour l'élaboration de nouvelles directives.

La présente publication fournit les bases scientifiques les plus importantes relatives à l'assainissement par temps de pluie. Quant au contenu, elle forme une unité avec la série d'article publiée en 2004 dans la revue GWA (Gaz-Eaux-Eaux usées) pour la planification conceptuelle des mesures en rapport avec l'assainissement par temps de pluie. Les publications GWA traitent des sujets tels que:

- ▶ *introduction au projet «STORM: Assainissement par temps de pluie» (Krejci et al. 2004a),*
- ▶ *concepts de protection des eaux par temps de pluie (Krejci et al. 2004b),*
- ▶ *exigences légales en matière d'assainissement par temps de pluie (Rossi et al. 2004a),*
- ▶ *incertitudes dans la planification des mesures de protection (Kreikenbaum et al. 2004a),*

Resumé

Les rejets des canalisations par temps de pluie peuvent conduire à différents impacts dans les eaux superficielles. Les contaminations chimiques, physiques, hygiéniques et esthétiques limitent l'utilisation d'eaux et peuvent dégrader les habitats naturels.

Lors d'atteintes qui concernent l'utilisation anthropogène des eaux, il est généralement possible d'identifier les causes liées aux rejets par les agglomérations ou à d'autres influences. Par contre, une distinction entre les effets par temps sec ou par temps pluie sur les organismes dans les cours d'eau est généralement difficilement à réaliser. Il est toutefois important de décrire, comprendre et évaluer les atteintes spécifique par temps pluie, notamment par rapport aux exigences en matière de déversements des eaux usées par les canalisations en temps de pluie et au choix de mesures de protection spécifiques.

Des propositions concrètes pour l'identification et l'évaluation des atteintes par les déversements des eaux usées des canalisations par temps de pluie permettent la planification de mesures de protection en lien avec les caractéristiques du milieu récepteur. La présente brochure fournit ainsi à tous les partenaires dans le secteur de l'économie et de l'ingénierie une vue globale de ces problèmes en relation avec les sciences naturelles. Cette brochure soutient par conséquent des solutions durables pour nos cours d'eau en tenant compte d'une communication interdisciplinaire.



- ▶ soutien à la planification par un programme de simulation probabiliste (Fankhauser et al. 2004),
- ▶ mesures techniques pour la protection des eaux par temps de pluie (Krejci et al. 2004c),
- ▶ indications utiles à l'analyse et au traitement de domaines problématiques choisis tels que les impacts aigus liés à l'ammoniac et au stress hydraulique dans les petits cours d'eau (Krejci et al. 2004d), la contamination des eaux par des matières particulaires (Rossi et al. 2004b), les problèmes hygiéniques en rapport avec l'évacuation des eaux d'égout mixtes (Kreikenbaum et al. 2004b), l'influence des déversements pluviaux sur la température des petits cours d'eau (Rossi et al. 2004c) et une étude de cas dans laquelle la méthode proposée dans le projet STORM est appliquée à un exemple pratique (Krejci et al. 2004e).

La présente publication décrit les aspects essentiels de l'écologie des eaux et de leur utilisation, aspects importants pour la protection des eaux par temps de pluie dans les zones urbaines. À cet effet, les sujets suivants sont traités dans les différents chapitres:

- ▶ cours d'eau en tant qu'espace vital,
- ▶ identification et évaluation des atteintes nuisibles aux eaux,
- ▶ atteintes à l'état écologique (atteintes chimiques, mécaniques-hydrauliques et thermiques),
- ▶ atteintes aux usages récréatifs (matières grossières et hygiène),
- ▶ examen comparatif du temps sec et du temps pluie, ainsi qu'un
- ▶ glossaire avec des termes biologiques, chimiques et écologiques.

Les informations présentées ici sont essentiellement centrées sur les petits et moyens cours d'eau dans les zones urbaines. La discussion concernant la même problématique pour de plus grands cours d'eau et dans les étendues d'eau (étangs, lacs) se limite à certains aspects significatifs en Suisse.

Les informations présentées sont surtout destinées aux spécialistes compétents dans le domaine de l'assainissement des agglomérations pour la planification de mesures de protection et pour la mise en oeuvre de la sauvegarde des eaux. Ces informations s'adressent également aux hommes politiques responsable de la planification et de la réalisation des mesures dans le domaine de l'assainissement des agglomérations et de leur financement.

1 Cours d'eau en tant qu'espace vital

L'écosystème des cours d'eau est constitué d'éléments non vivants (abiotiques¹) et vivants (biotiques) liés entre eux par un réseau de ruisseaux, de rivières et de lacs. Les processus dans les différents éléments et entre ces différents éléments sont complexes et peuvent être décrits au moyen de différents paramètres physiques, chimiques, hydrologiques, hydrauliques, morphologiques et biologiques (figure 1.1).

1.1 Éléments abiotiques des cours d'eau

Les différents éléments abiotiques des cours d'eau ont aussi leur importance écologique.

L'eau constitue le médium dans lequel vivent les organismes, en général parfaitement adaptés à ses propriétés chimiques et physiques. L'eau est également le médium de transport pour les gaz dissous (O_2 , CO_2), les substances dissoutes et les matières particulaires. L'eau est en outre utilisée par les plantes et animaux comme moyen de transport pour leur développement.

Le **lit du cours d'eau** représente la zone de transition entre la colonne d'eau libre et le sous-sol. Le lit du cours d'eau forme un espace vital pouvant être peuplé par une multitude d'espèces spécialisées. L'interstitiel hyporhéique désigne les couches les plus profondes du lit du cours d'eau, constituant une zone calme et protégée à débit faible et régulier et rarement dérangée par les crues. Comme l'offre de nourriture y est relativement constante et sûre, l'interstitiel constitue un espace vital très important, particulièrement comme refuge (retraite et abris) et un milieu favorable au développement de beaucoup d'invertébrés.

La **bande riveraine** représente l'espace vital immédiatement adossé aux eaux. Elle héberge de nombreuses imagines (forme adulte) d'insectes aquatiques (figure 1.2). Le non respect de l'espace vital des imagines pourrait entraîner une rupture du cycle de développement puis une disparition de ces organismes. La végétation de la bande riveraine (arbres, buissons) contribue à ombrager partiellement ou complètement les petits cours d'eau. Cela empêche un réchauffement excessif de l'eau et une prolifération d'algues et de plantes

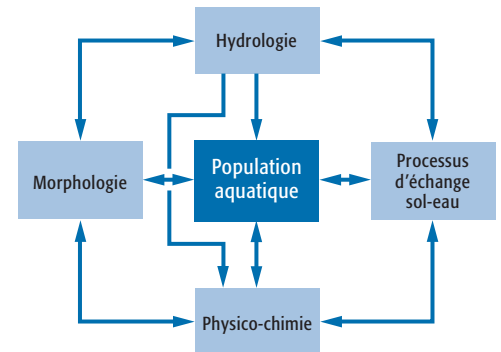


Figure 1: Les éléments les plus importants de l'écosystème aquatique d'un cours d'eau.

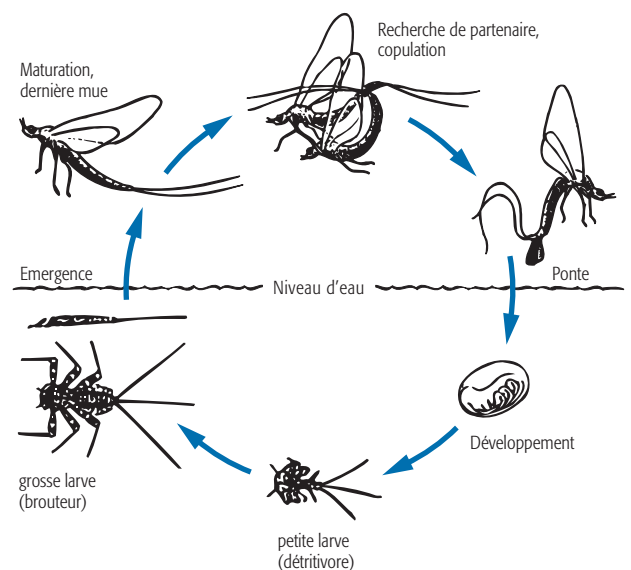
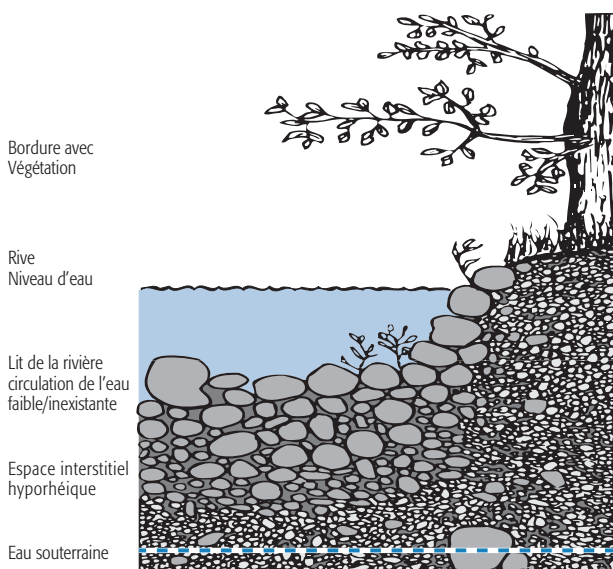


Figure 1.2: L'espace vital et les phases de développement d'un éphémère (Frutiger et Gammeter 1992).

¹ Un glossaire avec les différents termes biologiques, chimiques et écologique se trouve en fin de document.

aquatiques plus grandes. La bande riveraine produit également une part considérable de nourriture (feuillage, bois etc.). Dans un paysage actuellement fortement domestiqué et parcellisé, les bandes riveraines avec leurs buissons et leurs arbres constituent souvent les uniques couloirs permettant une expansion suffisante des différentes espèces animales et végétales. Aussi sont-elles importantes pour l'écologie du paysage.

Les zones inondables des cours d'eau naturels ont un potentiel élevé de rétention d'eau et de nourriture organique. Elles constituent ainsi un habitat pour plusieurs espèces amphibiennes (vivant dans l'eau et sur terre) et d'animaux terrestres (vivant sur terre) dépendant de l'eau (par ex. le merle d'eau, la loutre etc.). Des biocénoses spécialisées, dont la diversité des variétés et la particularité à elles seules justifient déjà une protection, se sont développées dans les prairies alluviales, c.-à-d. dans les zones régulièrement inondées.

1.2 Éléments biotiques des cours d'eau

Toute une série de micro-organismes, de plantes et d'animaux appartenant aux éléments biotiques des cours d'eau sont utilisés en relation avec la protection des eaux comme indicateurs de l'état des eaux.

Les algues et les «plantes aquatiques de plus grande taille» (macrophytes) sont les principaux producteurs primaires dans les cours d'eau. La production primaire est normalement déterminée par la lumière. L'approvisionnement en substances nutritives les plus importantes (phosphates et nitrates) est assuré par un afflux régulier de ces substances. Aussi faut-il s'attendre à une grande production primaire qu'aux endroits disposant d'une intensité lumineuse suffisante (une eau peu profonde et une surface de plan d'eau insuffisamment ou non ombragée).

Les mousses et certaines plantes à fleurs appartiennent avant tout aux plantes plus élaborées. En plus des conditions lumineuses, leur production dépend aussi de la température et du courant. Ces plantes servent également de nourriture aux organismes phytophages. Une grande partie des plantes ne sera pas mangée entièrement, mais arrachée et emportée par le courant, leurs tiges grignotées par les phytophages étant mécaniquement affaiblies. Pratiquement sur chaque substrat humide ou aquatique, principalement sur les pierres, se trouve une mince pellicule biologique constituée de bactéries, d'algues, de champignons et de protozoaires fixes (par exemple ciliés). Ce biofilm se retrouve même sur la vase et sur les macrophytes dont la grande surface est toujours peuplée par des colonies en croissance. Lorsque la lumière est suffisante, sur la face supérieure des pierres, elle permet la croissance d'organismes autotrophes (algues) alors que sous les pierres se développent presque exclusivement les organismes hétérotrophes (surtout des bactéries et des champignons).

La majorité des organismes peuplant les petits et les moyens cours d'eau vit sur ou dans le lit du cours d'eau. Cet espace vital est dénommé benthos. Les insectes représentent le groupe animal de loin le plus important du benthos des cours d'eau (figure 1.4). D'autres groupes comme par ex. les planaires, les sangsues, les écrevisses et les moules sont en général moins importants, bien qu'ils apparaissent en grand nombre d'individus ou avec une grande biomasse dans certains habitats. Les organismes benthiques passent la plus grande partie leur vie (c.-à-d. des mois jusqu'à plusieurs années) dans l'eau. La plupart des insectes ne vivent sur terre que sous forme d'imago et ce stade de vie est très court (plusieurs heures jusqu'à quelques semaines). Les organismes vivant dans l'eau sont exposés au courant permanent de l'eau et ainsi à un danger incessant d'être emportés. D'autre part, leur respiration est nettement facilitée



Figure 1.3: Macrophytes dans la rivière Chriesbach à Dübendorf.



Figure 1.4: Larve du phrygane (trichoptère) *Allogamus auricollis*, espèce filtrant les particules dans les cours d'eau (Photo: A. Frutiger).

par le courant d'eau, l'eau étant renouvelée en permanence autour des organes respiratoire. C'est pourquoi les branchies trachéennes des animaux adaptés au courant peuvent être réduites, inexistantes ou ne pas servir prioritairement à la respiration. Ces animaux dépendent fortement du courant (rhéophiles, aimant le courant) et l'absence de courant peut les étouffer en peu de temps. Le courant de l'eau représente un paramètre important de la sélection des animaux dans les cours d'eau. Beaucoup d'organismes cherchent les zones avec les vitesses de courant individuellement optimales au sein de l'espace vital qui leur est accessible. Cependant, le choix de l'habitat est également influencé par d'autres aspects (comme par ex. l'offre de nourriture).

Les poissons se trouvent à la fin de la chaîne alimentaire aquatique et sont aussi consommés par les hommes, ce qui les rend importants, entre autres également pour l'évaluation des pollutions et intoxications (Burkhardt-Holm *et al.* 2002). Les poissons sont de bons indicateurs biologiques, puisqu'ils sont représentés dans presque toutes les eaux. En raison de leurs exigences complexes et bien marquées pour leur habitat, ils constituent de bons indicateurs de l'état hydrologique et morphologique des eaux. Les poissons présentent une durée de vie relativement longue, permettant l'intégration de la dimension temporelle lors de l'évaluation de l'état des cours d'eau. Une connaissance écologique approfondie sur les poissons est en outre disponible. Les poissons et notamment leurs embryons constituent par ex. un indicateur particulièrement sensible pour la toxicité ammoniacale et nitrique.

1.3 Fonctions importantes des cours d'eau

Une vitesse d'écoulement suffisante constitue une condition indispensable pour les organismes des cours d'eau. Selon la partie du cours d'eau, les organismes sont adaptés à la vitesse d'écoulement correspondante.

Un courant hétérogène concentré sur un petit espace est tout aussi important qu'une vitesse d'écoulement minimale. Il offre aux organismes spécialisés visant différentes ambitions une multitude de micro-habitats. Le potentiel génétique contenu dans une biocénose riche en espèces présente une haute stabilité écologique. Une grande diversité d'espèce est ainsi généralement souhaitée.

La variabilité du courant mentionnée est produite dans une large mesure par la variabilité de la largeur du profil de la rivière et l'hétérogénéité du lit du cours d'eau (Liechti *et al.* 1998a). Une importante variabilité de largeur augmente aussi considérablement la surface de contact entre les espaces vitales aquatique et terrestre. L'interpénétration des deux espaces vitaux est surtout importante pour les insectes qui présentent un cycle de développement nécessitant aussi bien le domaine aquatique que le domaine terrestre.

Une variabilité temporelle des vitesses d'écoulement soutient également une diversité d'espèces importante et stable (une biocénose adaptée à une vitesse d'écoulement constante ne supporte pas de grandes fluctuations). Une crue occasionnelle produit un effet de «renouvellement» sur la biocénose et simultanément de «rinçage» de l'interstitiel hyporhéique ainsi que la restauration du volume interstitiel. Cet énoncé n'est cependant valable que lorsque les variations de débit restent dans un cadre naturel.

Il est important que le courant permanent entraîne des mouvements migratoires des organismes dans et contre le courant d'écoulement. Ces mouvements migratoires favorisent le développement des organismes le long du cours d'eau. La migration vers l'amont contribue à compenser les pertes résultant de la dérive. Les seuils, les barrages et les éléments de construction semblables peuvent présenter un important obstacle à ce mouvement migratoire.



Figure 1.5: Le chabot (*Cottus gobio*): une bonne espèce indicatrice de la qualité des cours d'eau.



Figure 1.6: Variabilité prononcée de la largeur du lit mouillé dans la rivière Luppmen en amont de Pfäffikon/ZH.



Figure 1.7: Variabilité limitée de la largeur du lit mouillé dans la rivière Luppmen à Fehraltorf/ZH.



Figure 1.8: Constructions transversales dans un cours d'eau ayant pour conséquence d'empêcher les déplacements des organismes aquatiques.



Figure 1.9: Exemple d'échelle à poisson.

Les poissons sont en mesure de franchir des seuils de quelques décimètres de hauteur ou de nager à contre courant. Les chutes plus élevées ne peuvent cependant pas être franchies par les poissons. Les macro-invertébrés peuvent aussi remonter de plus hauts obstacles en rampant ou en les survolant sous forme d'imagos. Contrairement aux constructions transversales, les sections sans courant ne représentent aucun obstacle pour les poissons, tandis que les macro-invertébrés au stade larvaire peuvent à peine les surmonter.

1.4 Variations dans le sens de la longueur

De la source à leur embouchure, les cours d'eau représentent un continuum, dont la plupart des paramètres abiotiques et biotiques subissent de fortes variations aussi bien spatiales (profil longitudinal et transversal) que temporelles. C'est la raison pour laquelle les cours d'eau peuvent être divisés longitudinalement en différentes zones (par ex. zones de pêche). La délimitation des différentes zones n'est pas très précise, mais est formée de transitions plus ou moins marquées (tableau 1.1).

De la source à l'embouchure, le débit augmente, tandis que la pente, la contrainte érosive et la grosseur moyenne des grains diminuent. Les amplitudes de température augmentent tout d'abord, baissent à nouveau plus tard, cependant que la température moyenne augmente. L'hétérogénéité du lit diminue. Ces variations entraînent une modification des biotopes et les organismes s'efforcent de trouver leur espace vital optimal.

Les processus benthiques et hyporhéiques (par ex. les transformations dans le biofilm) prédominent dans les lits graveleux des sections supérieures du cours d'eau. Dans les sections moyennes du cours d'eau, les processus se déroulant dans l'eau s'ajoutent encore aux processus benthiques et hyporhéiques (par ex. la transformation des différentes matières par des bactéries en suspension). Les processus se déroulant dans l'eau prédominent dans les sections inférieures du cours d'eau (par ex. dans les grandes rivières).

Région	Pente	Vitesse moyenne de l'eau (m/s)	Lit du cours d'eau	Température	Production/respiration	Chimie	Faune
Zone de Source				variable		constante	faune spécifique de sources
Région à truite	Importante	>1	cailloux	basse	P<R	équilibrée	<i>truite de rivière</i> , chabot, vairon, faune lithophile et rhéophile
Région à ombre	moyenne	0,3–1	gravier	moyenne	P≈R	variable (O ₂)	<i>ombre</i> , faune lithophile et rhéophile, escargot
Région à barbeau	faible	<0,3	petit gravier – sable	moyenne	P>R	variable	<i>barbeau</i> , faune liée aux sédiments, vers, escargot, moule, diptère
Région à brème	très faible	<0,1	sable – silt	moyenne	P<R	non homogène, év. anaérobie	<i>brème</i> , sandre, tanche, vers, sangsue, pas de forme rhéophile

P: Production primaire par assimilation de substances anorganiques au moyen de la photosynthèse

R: Respiration: Transformation de matériaux organiques en substances anorganiques en consommant de l'oxygène

Tableau 1.1: Paramètres caractéristiques des cours d'eau d'après les aspects piscicoles (selon Frutiger, 1997).

1.5 Cours d'eau dans les zones urbaines

Les cours d'eau urbains sont à peine moins variés ou complexes que ceux situés à l'extérieur des agglomérations. Hormis le fait qu'ils occupent une position commune au sein d'une zone urbaine, on peut à peine les englober dans une définition homogène. Cependant, la position dans l'espace urbain signifie normalement que les cours d'eau se trouvent dans une zone à forte pression d'utilisation.

Comme l'espace est habituellement limité dans les agglomérations, la place mise à disposition des cours d'eau urbains est souvent réduite à un minimum. La proximité inévitable entre les bâtiments, les voies de circulation, les autres infrastructures importantes conduit à un besoin particulièrement élevé de protection contre les crues. Cette situation se traduit le plus souvent par un degré de construction correspondant (cf. par ex. figure 1.13).

Étant donné que les cours d'eau urbains servent depuis longtemps de milieu récepteur, la densité de la population dans le bassin de ces cours d'eau engendre une atteinte substantielle à la qualité de l'eau. Bien que d'énormes dépenses investies dans les réseaux d'assainissement et dans les stations d'épuration des eaux usées aient apporté des améliorations substantielles, la contamination par les eaux usées provenant de l'agglomération représente encore toujours l'une des atteintes les plus importantes aux cours d'eau urbains. En plus des eaux usées provenant des stations d'épuration, les cours d'eau sont également contaminés par les rejets des canalisations par temps de pluie (déversoirs d'orage et eaux de ruissellement).

Au-delà de ces utilisations «classiques», les cours d'eau servent aujourd'hui de plus en plus aux activités récréatives de proximité. Aussi la pression d'utilisation des cours d'eau urbains est-elle souvent particulièrement intense. Elle peut conduire à une atteinte écologique supplémentaire. Les zones riveraines des cours d'eau avec des sentiers ainsi que les espaces plats avec des aires de jeux et baignades sont des exemples typiques de ce genre d'utilisations.

Certains cours d'eau urbains sont d'origine anthropogène. Ils ont été aménagés dans un but déterminé (par ex. alimentation de moulins, canaux d'évacuation, étangs sous forme de réserve d'eau en cas d'incendie), ou leur tracé a été modifié, par exemple en rapport avec la construction de routes ou du chemin de fer. Avec de tels cours d'eau anthropogènes, il est souvent particulièrement difficile de trouver une pondération équilibrée entre les intérêts d'utilisation pour lesquels ils ont été créés et les objectifs écologiques visés par la loi sur la protection des eaux appliquée de manière identique à tous les cours d'eau.

De manière générale, la progression de l'urbanisation conduit les cours d'eau à tendre vers la monotonie. Très souvent, les cours d'eau urbains ont dû céder, face à la forte pression d'utilisation. Au cours du développement de l'agglomération, ils ont été construits et endigués dans d'étroits canaux si bien que des modifications latérales du lit ne sont réalisables que sous réserve ou alors plus du tout. Les secteurs riverains inondables et les zones humides ont été temporairement asséchés et ainsi éliminés par des constructions riveraines et des régulations du niveau d'eau. Ces mesures conduisent à la disparition des espaces vitaux et des biotopes de nombreuses espèces animales et végétales spécialisées, aboutissant finalement à un appauvrissement de la diversité biologique. Aussi les cours d'eau urbains se distinguent-ils souvent par un degré de monotonie structurelle particulièrement élevé et par conséquent une biocénose fortement appauvrie.



Figure 1.10: Dans les tronçons amonts, les processus benthiques et hyporhéiques dominent (Val di Campo, Puschlav).



Figure 1.11: Dans les tronçons moyens des cours d'eau, les processus au niveau de l'eau prennent de plus en plus d'importance par rapport aux processus benthiques (Glatt près de Niederglatt/ZH).



Figure 1.12: Les processus au niveau de l'eau dominent dans les tronçons en aval (Rhin à l'aval de Zurich).



Figure 1.13: Chriesbach à Dübendorf: pour atteindre un haut degré de protection contre les crues, le ruisseau a été creusé et canalisé. Les constructions à proximité ne permettent pas de créer une zone riveraine. Le lit majeur est également utilisé comme voie piétonne.

2 Identification et évaluation des atteintes aux cours d'eau

Chaque déversement d'eaux usées par les canalisations en temps de pluie produit un effet déterminé sur le milieu récepteur. En général, on tiendra compte des conditions spécifiquement locales pour établir de manière individuelle un éventuel problème de protection des eaux engendré par cet effet.

2.1 Atteintes aux cours d'eau par temps de pluie

L'influence temporelle et spatiale des atteintes aux cours d'eau en relation avec les déversements d'eaux usées par les canalisations en temps de pluie est très diverse et dépend principalement de la nature des substances déversées. La figure 2.2 présente cette situation de manière schématique.

Les atteintes dues aux déversements d'eaux usées sont accompagnées, particulièrement dans les zones urbaines, par d'autres atteintes aux cours d'eau (figure 2.3, page suivante). Ces atteintes peuvent finalement être réparties dans les catégories suivantes:

- ▶ Atteinte à la qualité de l'eau par les déversements d'eaux usées en temps de pluie: augmentation des concentrations des substances chimiques, augmentation des concentrations de bactéries et de germes pathogènes (agents pathogènes), modification de la température et modification de l'état esthétique.
- ▶ Atteinte au régime hydrologique: modification des débits minimaux et maximaux et de leurs fréquences, causée par l'accroissement des surfaces imperméables dans le bassin versant et par la modification du drainage naturel engendrée par l'assainissement des agglomérations.
- ▶ Atteinte à l'état morphologique naturel: modification du drainage naturel dans les zones urbanisées, modifications du lit des cours d'eau par les dépôts et l'érosion de sédiments, modifications par des constructions aussi bien longitudinales que transversales relatives à la protection contre les inondations, à la stabilisation du canal et à d'autres utilisations du cours d'eau.

Les atteintes mentionnées ci-dessus englobent les aspects écologiques et les restrictions d'utilisations pour les activités humaines. Elles sont sensiblement plus importantes dans les petites cours d'eau que dans les grandes rivières, où, à l'exception des atteintes hygiéniques et esthétiques et en cas d'avaries et d'accidents, l'état des cours d'eau dépend en grande partie des déversements d'eaux usées par temps sec, des charges provenant de sources diffuses (agriculture) et d'autres utilisations des cours d'eau (centrales électriques, navigation, protection contre les crues). Les atteintes aux grands lacs par les rejets d'eau pluviale et les déversoirs d'orage concernent principalement les alentours des déversements. Pour cette raison, les informations suivantes sont essentiellement relatives aux atteintes aux petits et moyens cours d'eau. Simultanément, ces eaux sont considérées en tant qu'espace vital dans leur globalité. Dans cette publication, le traitement prioritaire des questions écologiques est basé sur les nouvelles connaissances se rapportant aux problèmes écologiques des cours d'eau acquises au cours des dernières années.

Les différents types d'atteintes aux cours d'eau sont présentés de manière détaillée dans les chapitres 3 et 4.



Figure 2.1: Rejets d'un déversoir d'orage dans un cours d'eau.

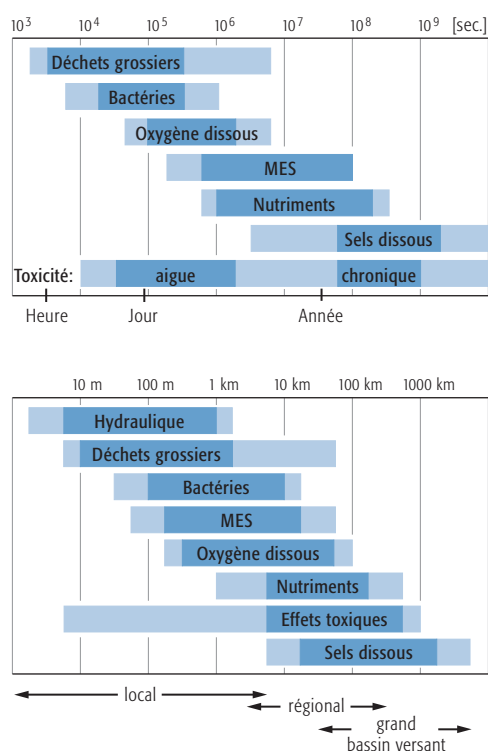


Figure 2.2: Domaine d'influence temporelle et spatiale des rejets urbains de temps de pluie.

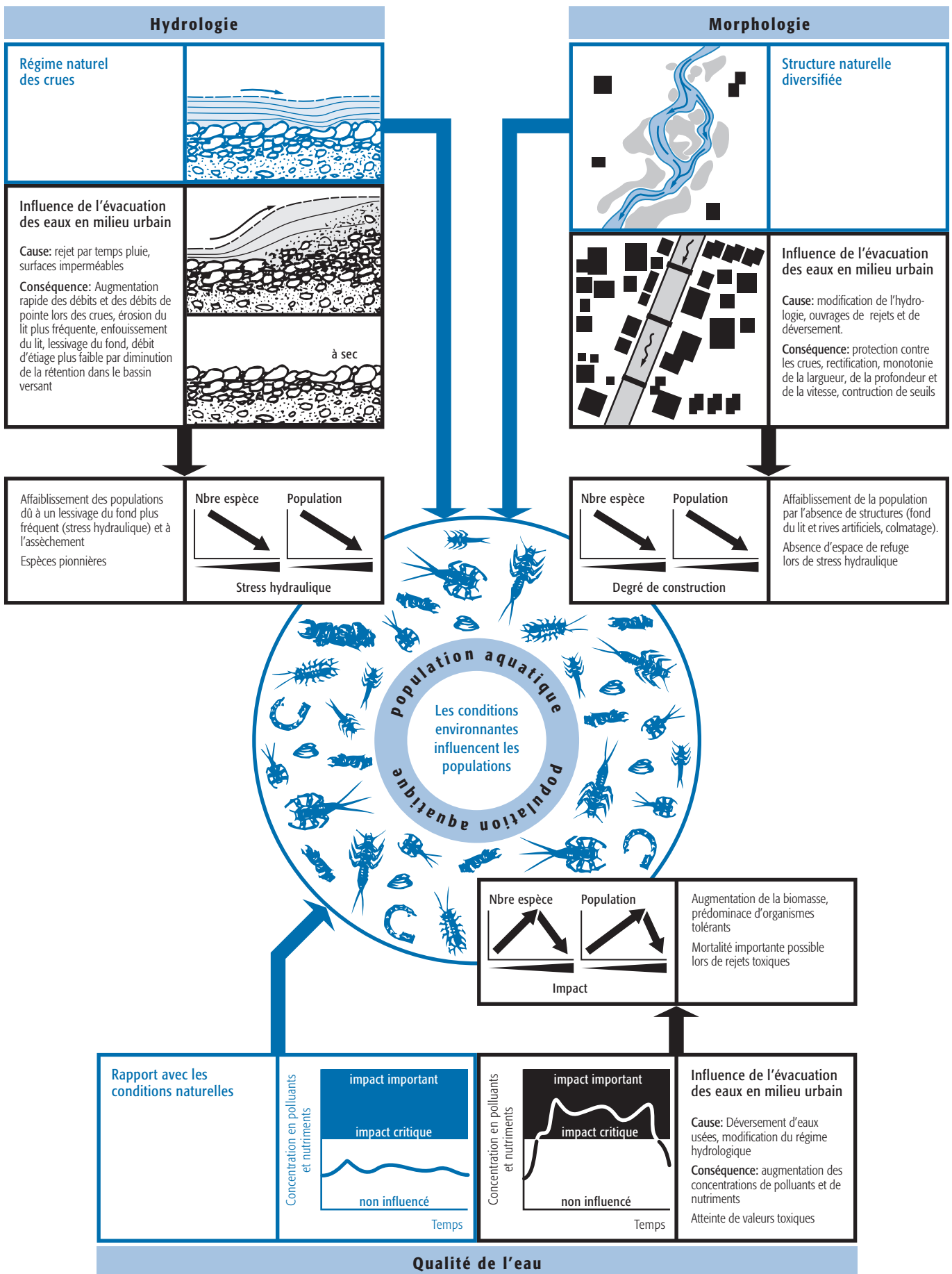


Figure 2.3: Influence de l'hydrologie, de la morphologie et de la qualité des eaux sur les populations d'un cours d'eau (fig. avec l'autorisation du canton de St-Gall).

2.2 Identification des atteintes aux cours d'eau

L'évaluation de l'état actuel («identification d'un problème») représente une tâche exigeante aussi bien en terme de temps que de finance. Aussi est-il recommandé de réaliser cette étude en différentes étapes comme le propose le système modulaire gradué (Liechti *et al.* 1998 a), par ex.:

► La première étape permet d'acquérir des informations grossières mais claires sur l'état des eaux. Les déficits écologiques les plus importants peuvent y être décelés ou les cas sans problème exclus au moyen d'un «Screening». Comme exemple de «Screenings», on mentionnera la méthode recommandée par le VSA pour l'élaboration du rapport d'état sur les cours d'eau (Frutiger *et al.* 2000).

► Si, sur la base des résultats de la première étape, un examen plus précis (par ex. biologique ou chimique) devait être effectué, la méthode d'examen serait définie individuellement et l'examen serait également effectuée individuellement (par ex. Frutiger *et al.* 2000).

Les différences entre un examen simple et un examen détaillé dans le cadre du système modulaire gradué sont présentées dans le tableau 2.1.

Des tests écotoxicologiques ont aussi été développés pour les déversements d'eaux usées par temps de pluie (Marsalek *et al.* 1999) et par ex. appliqués à des impacts potentiels de rejets industriels au Canada. Dans ce cas, les tests sont effectués dans les eaux usées déversées. Si aucun effet écologique ne survient, on suppose qu'aucune atteinte au milieu récepteur n'est à attendre. L'application de ces tests est encore liée à de nombreuses questions. Ainsi, ces tests ne seront pas encore appliqués lors de la planification du traitement des eaux pluviales.

2.3 Évaluation des atteintes aux cours d'eau

Les tâches et les relations des différents acteurs de la protection des eaux lors de l'évaluation des cours d'eau et de la planification des mesures de protection sont présentées schématiquement dans la figure 2.4. Les étapes suivantes sont identifiées:

► Détermination des paramètres caractéristiques pour un type de cours d'eau déterminé, pour un impact spécifique aux cours d'eau et son évaluation numérique (formulation de «l'état souhaité»).

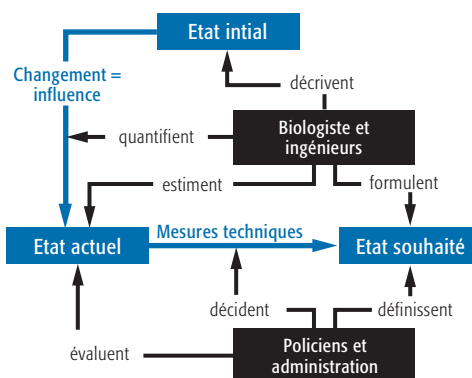


Figure 2.4: Présentation schématique des tâches et des relations entre les différents acteurs pour l'estimation de l'état du cours d'eau et pour la planification de mesures de protection (d'après Frutiger, 1997).

	Module	Niveau R	Niveau C
Hydrologie et morphologie	Hydrologie	Caractérisation globale de l'écoulement	Surveillance systématique
	Ecomorphologie	Dégradations écomorphologiques principales, connectivité longitudinale	Analyse des déficits, catalogue des mesures avec indications des priorités
Biologie	Algues	Etude des diatomées	Etude détaillée des différents types d'algues présentes
	Macrophytes	Estimation de l'abondance	Cartographie de toutes les espèces
	Végétation riveraine	Simple cartographie	Etude plus détaillée, plan de mesures
	Macrozoobenthos	Description grossière de l'éventail des organismes	Description détaillée du macrozoobenthos
	Poissons	Description d'ensemble de l'éventail des espèces piscicoles	Etudes détaillées, analyse des populations
Chimie et écotoxicologie	Chimie	Evaluation grossière de la qualité de l'eau	Détermination détaillée de la qualité de l'eau
	Ecotoxicologie	Echantillonnage aléatoire, 2-3 tests simples	Evaluation saisonnière ou fréquente des nuisances

Tableau 2.1: Les neuf modules du système modulaire gradué et leurs niveaux d'études R (Région) et C (Cours d'eau) (BUWAL 1998a)

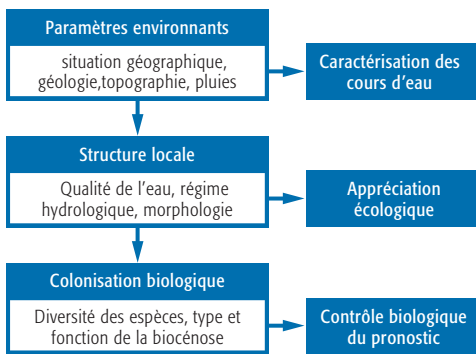


Figure 2.5: Structure hiérarchique lors de la définition des paramètres d'un cours d'eau (d'après Frutiger 1997).

► Évaluation de l'état actuel (détermination de l'atteinte éventuelle, c.-à-d. des différences entre «état réel» et «état souhaité»).

► Détermination du besoin d'action pour la planification des mesures.

Les paramètres caractéristiques des cours d'eau présentent une structure hiérarchique (figure 2.5). Les paramètres environnementaux d'un cours d'eau sont largement indépendants les uns des autres et se trouvent ainsi au sommet de cette hiérarchie. La structure temporelle et spatiale d'un cours d'eau est une conséquence directe des paramètres de l'environnement. Elle se prête à un pronostic de l'état écologique des eaux. Ainsi, le peuplement biologique réel peut être considéré comme une confirmation («vérification de résultat») du pronostic d'évaluation écologique.

La combinaison des paramètres d'environnement (situation géographique, topographie du terrain, conditions pluviométrique et constitution géologique du bassin) fournit la base pour la diversité et la nature des habitats du cours d'eau:

- composition chimique de l'eau (composition chimique de l'eau influencée de manière naturelle et anthropogène, figure 2.6),
- constitution physique de l'eau (température),
- débit et transport de sédiment,
- morphologie du canal et zone riveraine.

Le peuplement biologique réel d'une section déterminée du cours d'eau est le résultat des conditions abiotiques intégrées, temporelles et spatiales. Les spécificités suivantes relèvent des paramètres biologiques des eaux:

- la composition microbiologique (principalement bactérienne),
- la structure quantitative de la biocénose (diversité des espèces, espèces dominantes, spécialistes, espèces rares),
- la structure trophique de la biocénose (producteurs, consommateurs, destructeurs),
- la structure fonctionnelle de la biocénose (passeurs, broyeurs, collectionneurs, rapaces).

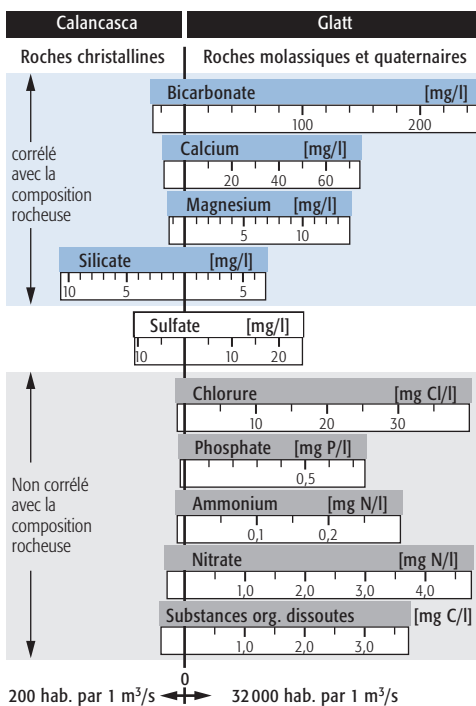


Figure 2.6: Caractéristiques chimiques d'un cours d'eau peu influencé, la rivière Calancasca au Tessin (géologie: roches cristallines) et celle d'une rivière fortement influencée, la Glatt dans le canton de Zürich (géologie: molasse). (Zobrist et Davis 1993, cité dans Kummert and Stumm 1989).

2.4 Principe de l'évaluation biologique: comparaison entre l'état de référence et l'état réel

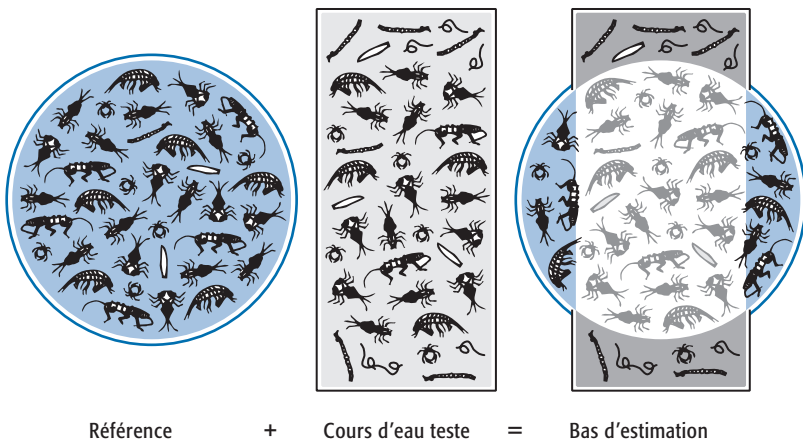
L'état biologique d'un cours d'eau est donné par sa population animale et végétale. Ainsi, le principe de toute estimation écologique des eaux consiste en une comparaison entre le système à évaluer et un système de référence non influencé (figure 2.7, en haut à gauche). La divergence qui en découle représente une mesure des modifications engendrées par les activités humaines. Il est cependant indispensable de tenir compte du fait que, dans la majorité des cas, l'état de référence ne soit pas identique à la valeur souhaitée qui représente le résultat de la pesée des intérêts.

Pour déterminer la valeur de référence, on recourt normalement à différentes sources, telles que des informations historiques ou des données provenant de cours d'eau comparables situés dans le voisinage. Si ce genre de sources devait faire défaut, ce qui est souvent le cas, on devrait tenter de transcrire les critères importants pour l'évaluation de l'état original des eaux à l'aide des connaissances générales sur l'écosystème.

2.4.1 L'état écomorphologique

La notion d'écomorphologie englobe l'aménagement structurelle complet dans les eaux et sur les rives: la morphologie des eaux proprement dite, les mesures constructives liées aux eaux (constructions riveraines, constructions

Principe de base de l'estimation biologique

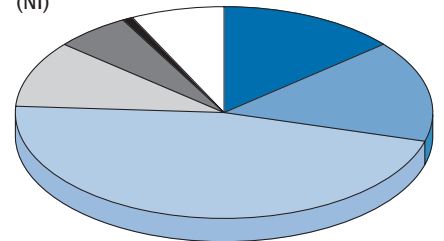


Résultats des mesures

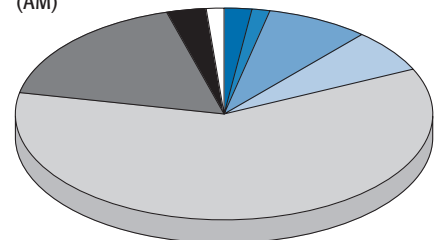
Légende

	Plécoptère		Amphipode
	Planaire		Vers
	Ephémère		Sangsue
	Diptère		autre benthos

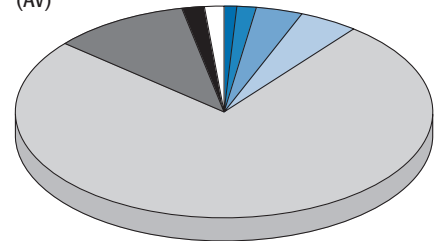
Référence naturelle (non influencé) (NI)



En amont du déversoir (AM)

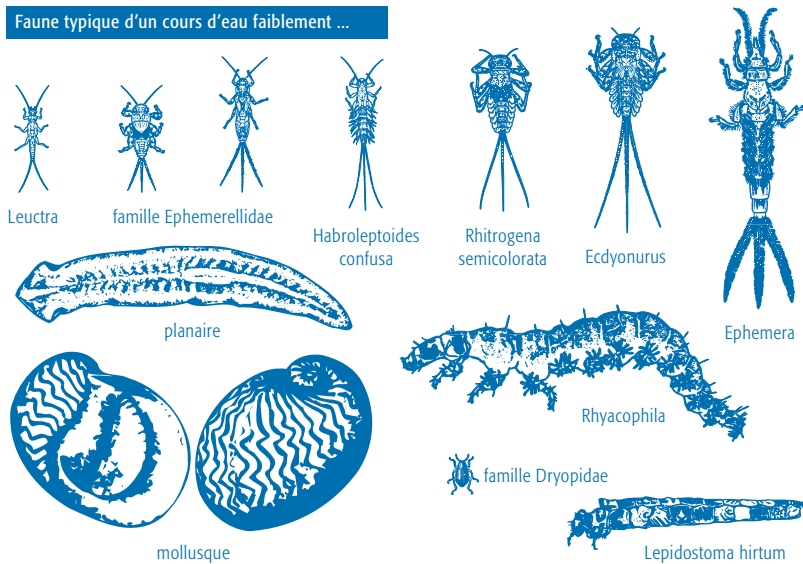


En aval du déversoir (AV)



Bioindicateurs

Faune typique d'un cours d'eau faiblement ...



... et fortement influencé

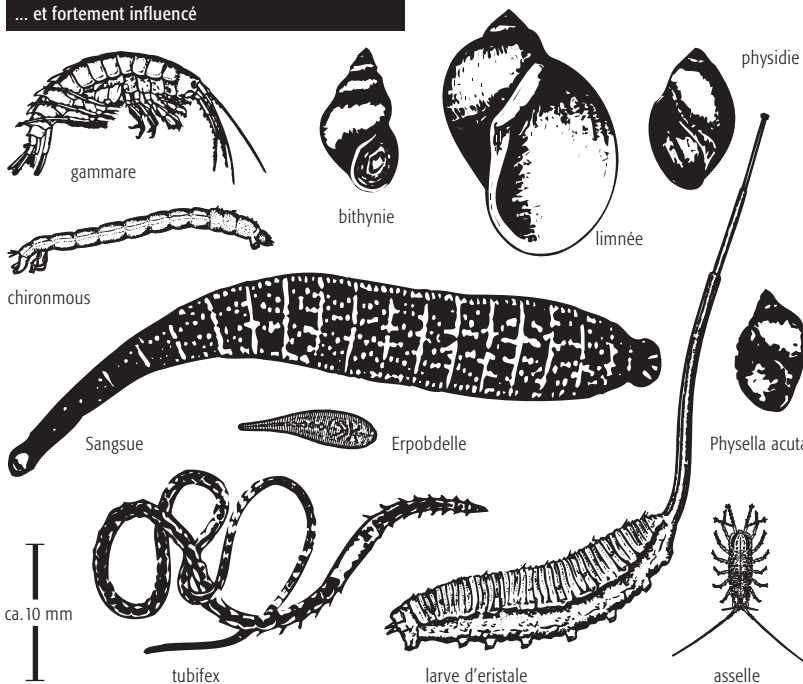


Figure 2.7: en haut à gauche: représentation schématique des populations dans la «référence» et dans une «rivière testée». Le recouvrement des deux secteurs, la «base d'évaluation» permet de voir que dans la «rivière testée» d'autres conditions prédominent par rapport aux eaux de la rivière de référence, c.-à-d. que certaines espèces (sensibles) ont disparu et ont été remplacées par d'autres espèces (plus tolérantes).

À gauche au un milieu et en bas: exemple d'espèces animales qui sont rencontrées dans des cours d'eau faiblement et fortement pollués. Sur la base de la composition des espèces, il est possible de déterminer si un cours d'eau est peu, moyennement ou fortement pollué.

À droite: Composition de la biocénose en trois points étudiés dans la rivière Luppmen. Référence (NI) et en deux endroits à Fehrltorf: AM (en amont des rejets d'eau mixte) et AV (en aval des rejets). Les différences entre le point de référence et les autres points à Fehrltorf sont dues essentiellement au régime hydrologique défavorable et aux atteintes morphologiques (Krejci et al. 1994).



Figure 2.8: Exemples de caractéristiques morphologiques différentes dans l'Oberland zurichois.

de barrage, de lits de rivière, ...) ainsi que l'état du milieu environnant (constructions, utilisations des terres, végétation) (Liechti *et al.* 1998b).

Le besoin d'action en vue de l'amélioration structurelle de l'espace vital peut découler d'un examen de l'état écomorphologique. Lors d'une étude, on examine les caractéristiques les plus importantes de la diversité des structures écomorphologiques, telles que:

- ▶ largeur du lit,
- ▶ variabilité de la largeur de la surface de l'eau,
- ▶ construction inadéquate du lit,
- ▶ mauvaise construction des berges, ainsi que
- ▶ largeur et état de la bande riveraine.

Cette énumération indique que les atteintes à l'état écomorphologique ne peuvent qu'exceptionnellement être attribuées à la situation par temps de pluie (par ex. à l'érosion en aval d'un déversoir d'orage). Ce genre d'atteinte provient généralement des améliorations foncières (améliorations structurelles des surfaces agricoles utiles) et des mesures structurelles de protection contre les crues.

Bien qu'il n'existe habituellement aucune rapport direct entre les atteintes écomorphologiques et les déversoirs d'orage, l'état morphologique des eaux peut influencer le choix des mesures pour le traitement des déversements d'eaux usées par temps de pluie. Le facteur limitant de qualité des eaux (qualité de l'eau et qualité de l'écosystème) doit cependant être déterminé avant le choix des mesures afin que les moyens puissent être efficacement utilisés. Il est imaginable, par exemple, qu'un cours d'eau rectifié retourne à l'état naturel, sans pour autant que la qualité de l'écosystème n'augmente, les déversoirs d'orage par temps de pluie rendant une amélioration de l'état impossible. De même, il ne faut pas s'attendre à ce que la construction d'un bassin d'eaux pluviales puisse restaurer l'état de l'espace vital d'un cours d'eau rectifié de manière importante.

Pour de plus amples informations relatives à l'écomorphologie, nous renvoyons le lecteur aux publications de l'OFEFP sur la protection des eaux: «Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse: Écomorphologie niveau R (région)»

2.4.2 Le principe des indicateurs biologiques

Chaque espèce animale et végétale exige un environnement spécifique. Elle ne peut survivre et se reproduire que lorsque ces besoins sont satisfaits pendant la durée de son cycle de vie. La présence ou l'absence d'une espèce permet ainsi des déductions sur la qualité de l'habitat pendant la période écoulée. Celles-ci sont d'autant plus probantes qu'une espèce réagit de manière plus sensible à des perturbations, respectivement que le domaine de tolérance écologique de l'espèce est plus étroit. Ainsi les espèces spécialisées avec une moindre tolérance conviennent mieux comme organismes indicateurs d'atteintes à l'environnement que des organismes généralistes avec une large tolérance.

Lors de l'évaluation biologique des contaminations urbaines, la tolérance limitée de la plupart des insectes à l'égard de faibles concentrations d'oxygène ainsi que de la grande sensibilité des poissons (principalement les truites) à l'égard de l'ammoniac, prennent une considérable importance.

En plus de leur fonction d'indicateurs écologiques, les organismes des cours d'eau représentant également une partie importante de la qualité écologique des eaux, permettant d'orienter la planification des mesures de protection des eaux.

2.4.3 Exemples d'indicateurs biologiques

C'est surtout la diversité des espèces (biodiversité) qui constitue les unités de mesure robustes et éprouvées à cet effet. Il existe en outre une multitude d'indices différents comme par ex. l'index saprobique (évaluation de la tolérance d'une sélection d'organismes de rivière à l'égard des processus de décomposition conduisant à une réduction de l'oxygène disponible) ou la méthode des diatomées (Hürlimann et Niederhauser 2001). La majorité des informations se trouve dans des listes d'espèces, dont l'interprétation cependant présuppose des connaissances spécialisées appropriées. Des informations plus précises concernant le paramètre d'évaluation sont présentés dans le «système modulaire gradué» de l'OFEP (Liechti *et al.* 1998a).

2.4.4 Limites et incertitudes des indicateurs biologiques

L'état biologique d'un cours d'eau (naturel) peut présenter de grandes variabilités temporelles et spatiales. Par exemple, les différentes zones d'un habitat (sable, gravier, bois, plantes aquatiques etc.) sont peuplées par différentes espèces en densité variable. En outre, certaines espèces n'apparaissent que durant une saison déterminée. Les fluctuations de population engendrées par ces lois biologiques peuvent encore être renforcées par les variabilités abiotiques. Ainsi, après une forte crue ou une période extraordinairement sèche, la population animale et végétale d'un cours d'eau, pourra, pour un temps relativement long, ne comporter qu'une fraction de sa densité normale.

Cette forte variabilité spatiale et temporelle des eaux, principalement des cours d'eau, représente l'une des caractéristiques capitales de ces écosystèmes. Elle est responsable du fait que les eaux présentent souvent une grande diversité biologique. La somme des variabilités et incertitudes possibles a également pour conséquence que non seulement la description d'un état de référence souhaitable mais aussi l'évaluation écologique d'un cours d'eau ne soit possible qu'à l'intérieur d'une certaine section. L'incertitude étant souvent plus grande pour les paramètres biologiques indirects que pour les abiotiques directs, l'attention à porter à chacun des deux aspects doit être soigneusement soupesée pour répondre à une question en suspens. Évaluer par exemple un cours d'eau à grand frais au moyen des paramètres biotiques n'a souvent pas de sens, quand un relevé direct des paramètres abiotiques s'avère plus simple, plus précis et mieux orienté vers le but fixé. D'autre part, des atteintes subtiles ou jusqu'à présent non identifiées ne sont souvent reconnues que sur la base du «tableau clinique» biologique.

Une autre incertitude résulte du fait que beaucoup de macroinvertébrés (invertébrés) vivent une partie prépondérante de leur cycle de développement à des stades d'évolution immatures (larves, chrysalide) dans les cours d'eau, où souvent ils restent indéterminables jusqu'au stade d'espèce. Par exemple, une espèce peu tolérante peut disparaître de manière inaperçue parce qu'elle ne peut pas être distinguée des espèces tolérantes du même genre.



Figure 2.9: Pendant les longues périodes de temps sec, la rivière Luppmen est pratiquement asséchée en amont de Fehraltorf.



Figure 2.10: Après d'intenses précipitations, des débits de l'ordre de 5–10 m³/s sont mesurés dans la rivière Luppmen à Fehraltorf.

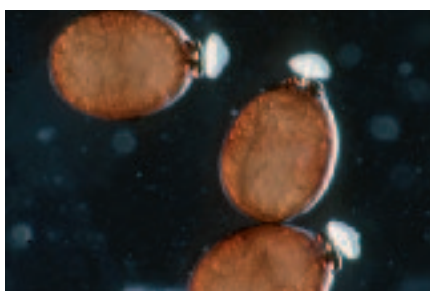


Figure 2.11: Différents stades de développement des invertébrés.

3 Atteintes à l'état écologique

Les atteintes aux cours d'eau par les déversements d'eaux usées en temps de pluie produisant un effet sur l'état écologique des eaux, sont:

- ▶ les atteintes chimiques et
- ▶ les atteintes physiques.

3.1 Atteintes chimiques

Les atteintes chimiques s'étendent aux polluants inorganiques, métalliques et organiques. Elles proviennent des eaux usées domestiques et des eaux résiduaires industrielles ainsi que des sédiments et du biofilm accumulés par temps sec dans les canalisations. En outre, les précipitations lessivent les polluants de l'atmosphère, provoquent un effet de dissolution sur certaines surfaces (par ex. des façades métalliques) et lessivent des substances polluantes accumulées par temps sec sur des surfaces comme les toitures et les voies de communication. Les contaminations chimiques modifient la composition des cours d'eau et peuvent ainsi produire des effets négatifs sur les organismes vivant dans l'eau.

3.1.1 Atteintes aux cours d'eau déclarées en Suisse

En Suisse, il n'y a que peu de cas déclarés d'atteintes chimiques des cours d'eau par l'assainissement des agglomérations par temps de pluie. Par exemple, seule une petite partie des mortalités piscicoles (env. 6%) peut être attribuée aux déversements d'eaux usées par temps de pluie (Merz et Gujer 1997). Cependant, il est difficile de porter un jugement sur le rôle joué par ce genre de déversements, car contrairement aux effets toxiques aigus (par ex. disparition des poissons) l'action cumulative et à long terme exercée par de petites quantités de substances peut conduire à des dommages chroniques aux organismes.

Le projet Fischnetz est un projet de recherche concernant ce sujet. Cette étude révèle que depuis le milieu des années 80, le produit de la pêche des truites de rivière a diminué de plus de 40% (figure 3.2). Dans une première phase, à l'aide de 12 hypothèses, différents facteurs d'influence ont été examinés en détail pour expliquer la diminution de la pêche et la dégradation présumée de l'état de santé des poissons. Cinq hypothèses pourraient être en rapport avec les déversements d'eaux usées par temps de pluie, à savoir:

- ▶ effet cumulé de différentes causes,
- ▶ contamination des eaux par des produits chimiques,
- ▶ augmentation de la part de sédiments fins dans les eaux,
- ▶ régime d'écoulement et capacité de charriage modifiés,
- ▶ variation de la température de l'eau.

L'état actuel de la technique et des connaissances ne permet cependant pas d'établir avec certitude si les déversements d'eaux usées par temps de pluie ont ou non une influence sur la diminution de la pêche dans les cours d'eau suisses. De même, la mesure des effets n'est que difficilement ou pas du tout quantifiable.

3.1.2 Principe de l'effet écologique des contaminations

La mesure des effets sur la communauté biologique des cours d'eau est différente selon le type d'organisme ainsi que la nature et la concentration du polluant, chaque espèce étant tolérante à l'égard d'une concentration déterminée. Cette limite peut être exprimée par la NOEC ou «No Observed Effect Concentration». La NOEC est une concentration établie par des tests écotoxicologiques.



Figure 3.1: Mortalité piscicole à la suite d'un rejet d'un déversoir d'orage à Fehraltorf/ZH.

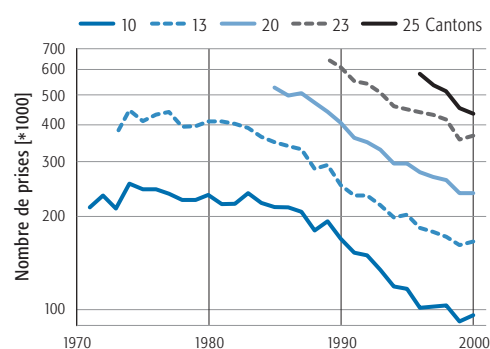


Figure 3.2: Nombre de prise de truites dans les cours d'eau en Suisse pour la période 1980 à 2000.

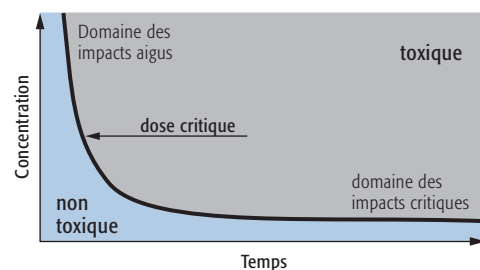


Figure 3.3: Relation entre l'intensité d'une contrainte (concentration en substances chimiques) et durée d'exposition pendant un événement.

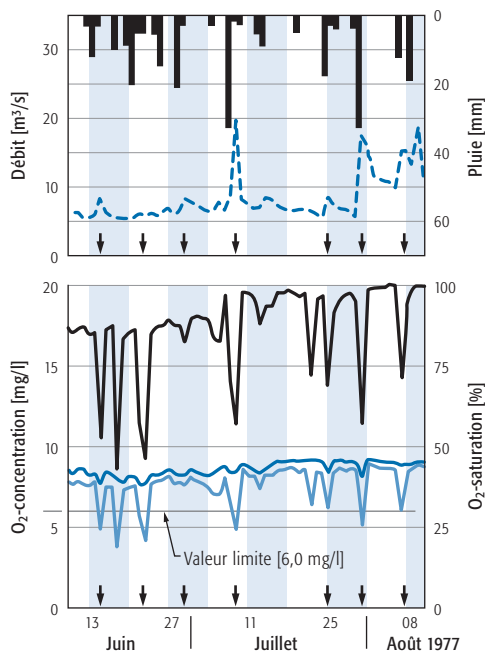


Figure 3.4: Exemple de courtes variations des concentrations en oxygène dans la Glatt/ZH en été. Ces variations sont liées au temps de pluie. Source probable du problème: remise en suspension de sédiments organiques et parfois rejets par des déversoirs d'orage (Krejci et Gujer 1984). En haut: les traits verticaux représentent les précipitations et le trait tillé le débit. Les flèches symbolisent des déversements. En bas: la ligne noire continue représente le taux de saturation en oxygène (% O₂, minimum journalier) la ligne bleue foncée les concentrations moyennes en O₂ et la ligne bleue claire les concentrations journalières minimales en O₂.

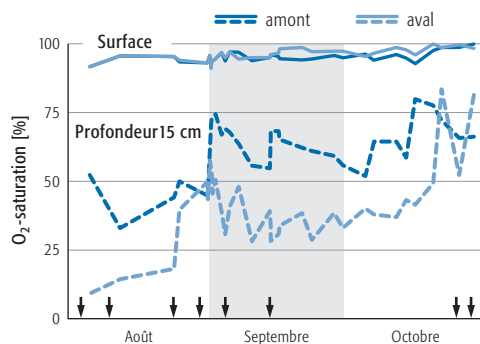


Figure 3.5: Exemple de saturation en oxygène dans l'eau courante et dans l'interstice hyporhéique en amont et en aval d'un déversoir d'orage (Krejci et al. 1984). Les flèches symbolisent des déversoirs d'orage.

giques qui n'entraîne aucun effet préjudiciable démontrable sur les organismes examinés après une durée d'exposition fixée. En revanche, l'EC ou «Effect Concentration» représente la concentration engendrant une réaction démontrée des organismes examinés après une durée d'exposition fixée. Lorsque le NOEC est dépassé, on admet qu'un effet écologique de la contamination soit prouvé. D'autre part, la contamination peut également être exprimée par la concentration létale (LC). La concentration létale LC_n est la concentration qui conduit à la mortalité de n% des organismes examinés après une durée d'exposition déterminée. La LC₅₀ 24 h correspond, par exemple, à la concentration entraînant la mortalité de 50% de la population exposée après une durée d'exposition de 24 heures.

Les effets nuisibles sont subdivisés en deux domaines: les impacts agissant de manière aiguë et chronique (figure 3.3). Ceux-ci se distinguent par une concentration élevée et un temps d'exposition bref en cas de toxicité aiguë, une faible concentration et un temps d'exposition prolongé en cas de toxicité chronique. Une influence considérable sur la durée d'exposition et par conséquent sur la dose, est imputable à la vitesse d'écoulement du cours d'eau. Plus l'écoulement est lent, plus l'influence de la situation critique sur la biocénose est prolongée.

3.1.3 Principe de l'effet écologique des contaminations épisodiques

Le principe de fixer les contaminations admissibles en tant que relation entre la concentration (ou l'intensité) et le temps d'exposition, n'est approprié que pour les événements considérés de manière isolée. Lors de contaminations apparaissant de manière épisodique, comme par exemple par temps de pluie, une grandeur supplémentaire décrivant la capacité de régénération de l'écosystème doit encore être intégrée dans la fonction concentration-temps d'exposition. Cela peut être assuré par la période de répétition liée par ex. à la durée de vie de l'espèce examinée comme le présente la figure 3.4.

Les considérations mentionnées ont conduit dans le cadre du projet STORM à définir des exigences comme fonctions entre la Concentration, la Durée d'exposition et la Fréquence d'apparition, appelées fonctions CDF (Rossi *et al.* 2004a). Ces relations CDF sont analogues à la relation **IDF** généralement connue en hydrologie entre l'intensité, la durée et la fréquence des événements pluviaux.

3.1.4 Les différentes catégories d'atteinte chimique

Les contaminations des cours d'eau par temps de pluie peuvent être subdivisées en différents groupes précisés ci-dessous:

- ▶ substances organiques facilement biodégradables,
- ▶ substances nutritives pour les plantes,
- ▶ composés azotés toxiques,
- ▶ substances produites artificiellement (xénobiotique),
- ▶ substances accumulées difficilement biodégradables,
- ▶ matières solides sédimentée (boue),
- ▶ matières en suspension (turbidité).

Substances organiques facilement biodégradables

Les substances organiques facilement biodégradables provenant, par exemple, des déversoirs d'eaux d'égout mixtes, sont ingérées dans les cours d'eau par des organismes hétérotrophes (dépendants des sources énergétiques externes). Cette activité nécessite une consommation d'oxygène dans l'eau. Selon les circonstances, l'ampleur du déficit en oxygène peut suffire à générer des conditions anaérobies complètes (cf. figure 3.4). Ainsi la base vitale des orga-

nismes réagissant de manière sensible à l'oxygène est perturbée ou même détruite.

Les cours d'eau manifestent des déficits d'oxygène importants (<70% de saturation) presque uniquement dans le lit, car d'une part il peut s'y produire des processus importants de décomposition, d'autre part les processus d'échange (approvisionnement complémentaire d'oxygène) y sont fortement ralentis (cf. figure 3.5). Les grandes turbulences dans les cours d'eau assurent un mélange complet de la colonne d'eau et un échange constant avec l'atmosphère.

Le réchauffement estival des eaux dormantes (mares, étangs), peut conduire à une stratification stable de la masse d'eau, rendant un échange gazeux entre l'atmosphère et les strates d'eau plus profondes pratiquement impossible. Ainsi, les processus de décomposition peuvent générer des déficits d'oxygène très prononcés dans les couches d'eau les plus profondes.

Dans la littérature, on trouvera plusieurs propositions permettant de déterminer les impacts tolérables liés à la concentration en O₂ lors de rejets de temps de pluie (figure 3.6) (House *et al.* 1993, Hvitved-Jacobsen 1985). Le Danemark utilise comme base d'estimation les concentrations LC₅₀. Ces indications tiennent compte aussi bien de la durée de la durée d'exposition que de la fréquence de répétition tolérable pour trois types d'eaux (cours d'eau à alevins, à truites et à carpes).

La Grande-Bretagne (FWR en 1998) utilise une matrice tridimensionnelle pour estimer les limites tolérables en oxygène. Ces valeurs sont complétées par des facteurs de correction prenant également en compte les effets synergiques du manque d'oxygène et de la présence d'ammoniac (tableau 3.1).

La consommation d'oxygène (déclenchée par les substances organiques facilement biodégradables) est contrecarrée par les apports en oxygène (par la surface de l'eau, la ré-aération et la photosynthèse). En raison de la ré-aération peu importante, les ruisseaux de plaine à écoulement lent ou les eaux dormantes sont sensiblement plus menacés que les ruisseaux de moyenne montagne et les torrents de montagne à écoulement rapide. Pour ces derniers, les matières déversées sont d'une part transportées plus rapidement et d'autre part, en raison d'un degré de turbulences plus élevé, le taux de ré-aération est plus important. La problématique de l'oxygène ne peut toutefois pas faire abstraction d'autres processus tels que la croissance et respiration des algues. Ainsi, outre la ré-aération et la biodégradation des matières organiques, les modèles les plus récents prennent encore d'autres processus en compte, influençant directement ou indirectement par la végétation le budget d'oxygène dans les eaux. Ceux-ci englobent la prolifération des algues (libère de l'O₂), la respiration des algues (nécessite de l'O₂), la nitrification (nécessite de l'O₂), l'absorption d'oxygène par les sédiments (nécessite de l'O₂), la sédimentation des algues, la libération d'azote et de phosphore par les sédiments ainsi que l'hydrolyse de l'azote organique et du phosphore (Reichert *et al.* 2001).

La contamination «classique» des eaux par des matières organiques (dissoutes ou particulaires) facilement biodégradables engendre également dans le milieu récepteur un déplacement massif de l'approvisionnement énergétique de l'écosystème d'autotrophe à hétérotrophe. Les organismes hétérotrophes (bactéries, champignons) étant ainsi favorisés par rapport aux autotrophes (plantes), un accroissement des processus de dégradation intervient, engendrant une nouvelle régression de la teneur en O₂ dans l'eau. Ce processus à phases multiples entraîne la substitution dans le lit du cours d'eau, hébergeant auparavant une grande variété d'espèces, par une biocénose monotone constituée d'organismes destructeurs peu tolérants à l'O₂.

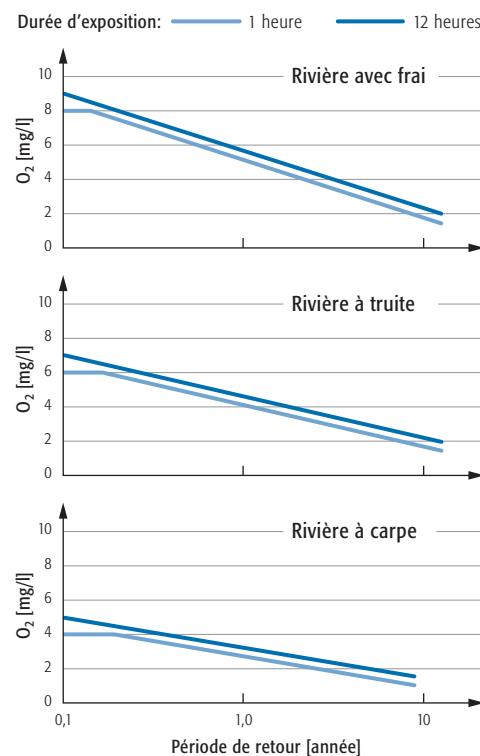


Figure 3.6: Exigences minimales pour l'oxygène lors de déversements par temps de pluie (Hvitved-Jacobsen 1985). Les courbes représentent une LC₅₀.

Temps de retour	Concentration en oxygène dissous (mg/l) pendant une durée donnée d'exposition		
	1 heure	6 heures	24 heures
1 mois	4,0	5,0	5,5
3 mois	3,5	4,5	5,0
1 an	3,0	4,0	4,5

Remarque:

Ces valeurs sont données pour une concentration en NH₃-N <0,04 mg/l. Pour des concentrations plus élevées, des corrections doivent être appliquées:

Concentration en N-NH ₃	Valeur de correction pour O ₂
0,04 - 0,15 mg/l	+1,0 mg/l
>0,15 mg/l	+2,0 mg/l

Tableau 3.1: Concentration minimale admissible en oxygène en Angleterre (d'après Foundation of Water Research, 1994).

Grâce aux nombreux efforts entrepris par la protection des eaux pendant les dernières décennies, l'importance de la contamination par des substances facilement biodégradables est en forte régression. En outre, dans les cours d'eau suisses à écoulement rapide et/ou relativement froids, les effets des contaminations organiques sont moins importants que dans les rivières de plaine.

Substances nutritives pour les plantes

Les substances nutritives pour les plantes telles que les phosphates et les nitrates peuvent conduire à l'eutrophisation («surfertilisation») des eaux. La prolifération excessive d'un nombre réduit d'espèces végétales est liée à une modification et un appauvrissement de l'écosystème des eaux. La prolifération de la végétation peut être limitée par différents facteurs: la lumière, la température, les substances nutritives, etc. L'élément nutritif phosphore constitue le facteur limitant de croissance dans la plupart des mers européennes et l'azote dans la mer du Nord. Lorsqu'un élément nutritif limitant est introduit dans des eaux, il en résulte un décalage de l'équilibre écologique, par exemple en permettant la prolifération excessive de végétaux, pouvant être également considéré comme un problème esthétique supplémentaire.

Dans de petits bassins versants avec une densité de population élevée, les charges de phosphore provenant des rejets par temps de pluie peuvent contribuer de façon marquante à l'eutrophisation des étangs et des petits lacs. À cet effet, il faut considérer que la part de phosphore PO_4 , particulièrement significative pour l'eutrophisation, est environ 3 fois plus importante dans les eaux d'égout mixtes que dans le ruissellement pluvial du réseau séparatif d'assainissement (Rossi 1998). La portée éventuelle de ces déversements d'eaux usées doit être établie au moyen d'un bilan de la totalité des sources de substances nutritives situées dans le bassin versant.

Contrairement à l'opinion largement répandue, une contamination des cours d'eau urbains par des substances nutritives (principalement l'azote et le phosphore) ne produit guère d'effets biologiques. En particulier, une prolifération excessive de la végétation ne doit pas, dans la majorité des cas, être attribuer à la contamination par des substances nutritives, mais à une absence d'ombrage, à un manque de crues permettant la mise en mouvement du lit, à une absence d'organismes herbivores (Eichenberger 1977) ou à un entretien incorrect des cours d'eau (Kaenel 1998). La contamination par des substances nutritives provenant des agglomérations est souvent insignifiante pour la croissance des plantes, les concentrations de substances nutritives, même sans apport anthropogène supplémentaire, se situant généralement bien au-delà de la valeur engendrant une limitation de croissance des plantes.

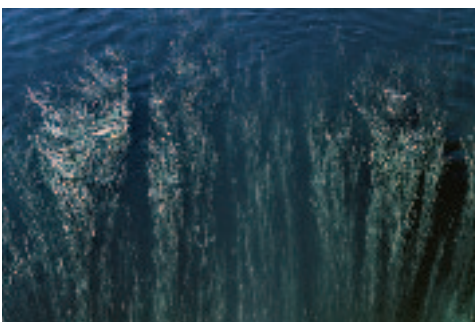


Figure 3.7: Macrophytes dans un ruisseau au Tessin.

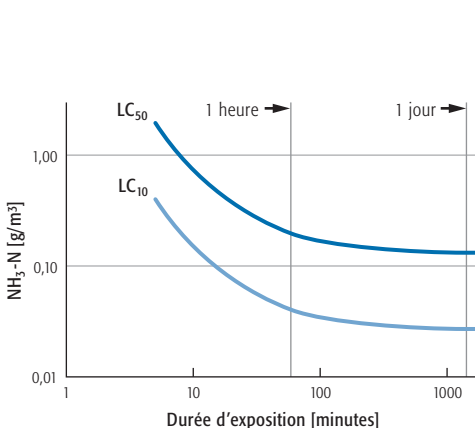


Figure 3.8: Dose critique en ammoniac pour les poissons (Whitelaw et Solbé 1989).

Composés azotés toxiques

En relation avec l'assainissement urbain par temps de pluie, l'ammonium (NH_4^+) est un paramètre clé. En effet, en fonction du pH et la température, une certaine part de l'ammonium reste toujours présente sous forme d'ammoniac (NH_3) toxique. Le NH_3 agit par exemple comme toxique nerveux. Des concentrations élevées dans les eaux empêchent la sécrétion du NH_3 produit de manière naturelle dans l'organisme et peuvent ainsi engendrer un enrichissement dans le corps. Les poissons sont très sensibles au NH_3 , de sorte qu'un rejet d'eaux usées à trop hautes concentrations d'ammonium atteignant le milieu récepteur peut entraîner la disparition des poissons. Contrairement aux poissons, les macro-invertébrés sont très résistants aux contaminations à court terme (Gammeter and Frutiger 1989).

En relation avec la mise en oeuvre du rapport d'état sur les cours d'eau (PGEE), les limites de tolérance pour la concentration de NH_3 ont également

été fixées en Suisse, en fonction de la durée d'exposition selon Whitelaw et de Solbé (Whitelaw et de Solbé, 1989) (figure 3.8). La concentration LC_{10} fixée est celle qui, lors d'une durée d'exposition déterminée, produit une mortalité de 10% de la population de truite de rivière. Ces concentrations de NH_3 sont valables pour une saturation en oxygène de 100%. Avec une même concentration de NH_3 et une saturation de 40% d'oxygène, la mortalité des truites de rivière s'élève à 20% (Rauch *et al.* 2000).

Substances produites artificiellement (xénobiotique)

Des dizaines de milliers de substances différentes produites artificiellement et dénommées xénobiotique sont aujourd'hui en circulation, et chaque année s'en ajoutent plusieurs centaines. Une quantité considérable de ces substances est biologiquement difficilement biodégradable et aboutit directement ou sous forme de métabolites (produits intermédiaires dérivés des processus de dégradation) dans l'environnement. Bien que les effets écologiques soient connus pour certaines catégories de substance, il en existe un grand nombre dont les effets sur l'environnement ainsi que leur NOEC sont inconnus. Les effets additifs de concentrations n'étant jusqu'à présent que rarement pris en compte, la situation se complique encore. Par temps sec, une partie des xénobiotiques est retenue dans la station d'épuration. Par temps de pluie, ces substances, non traitées, peuvent atteindre le milieu récepteur via les trop-pleins d'égouts unitaires et les déversoirs d'orage.

Une catégorie de xénobiotiques qui, ces derniers temps, a acquis de plus en plus d'importance, sont les médicaments et produits similaires modifiant le métabolisme des organismes exposés dans l'environnement. Des exemples de substances hormonales actives sont les hormones naturelles et les résidus de moyens contraceptifs, qui peuvent compromettre la reproduction des animaux. Cependant, la compréhension des corrélations exactes fait actuellement encore l'objet de recherche.

Les effets biologiques des xénobiotiques sur les biocénoses benthiques ne font l'objet d'aucune « empreinte » reconnaissable, mais peuvent se manifester de « n'importe quelle façon ». Par conséquent, si des déficits biologiques sans origine connue sont observés, on vérifiera par des examens ultérieurs, si le préjudice ne pourrait pas trouver son origine dans une éventuelle contamination par des substances xénobiotiques.

Substances difficilement biodégradables et accumulables

Une autre catégorie de polluants des eaux comprend les substances difficilement ou non biodégradables, ayant partiellement tendance à s'adsorber sur les particules. Les métaux lourds en font partie comme le cuivre, le zinc, le plomb, le cadmium, le chrome, le nickel, etc. et certaines combinaisons organiques comme par ex. les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphenyles polychlorés (PCB) et les pesticides globalement désignés par POP (« Persistent Organic Pollutants »). La figure 3.9 présente un exemple de valeurs de concentrations de cuivre et de cadmium mesurées dans une baie lacustre (Institut Forel 1996).

Les concentrations élevées de ces substances se manifestent généralement par un appauvrissement des communautés biologiques situées dans les couches profondes du lit des cours d'eau, appelées biocénose benthique. Lors des contaminations intermittentes telles que les déversements d'eaux d'égout mixtes ou les déversements d'eaux pluviales du système séparatif d'assainissement, les animaux et les plantes exposés au courant sont moins affectés par les effets négatifs de cette catégorie de substances.

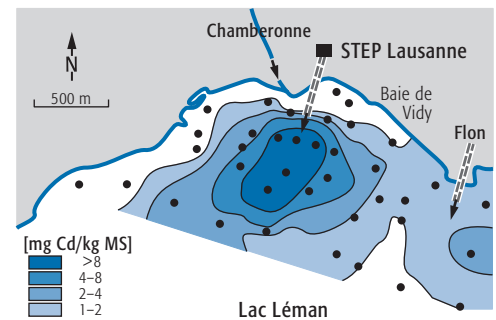
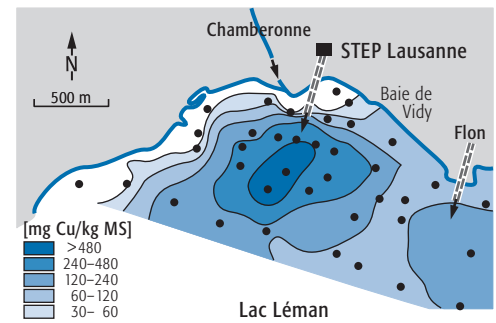


Figure 3.9: Cuivre et cadmium dans les sédiments lacustres de la baie de Vidy, Lausanne (1995). Les concentrations les plus élevées se retrouvent à proximité des rejets (station d'épuration, déversoir d'orage) et de l'embouchure de petits cours d'eau (Institut Forel, 1996).

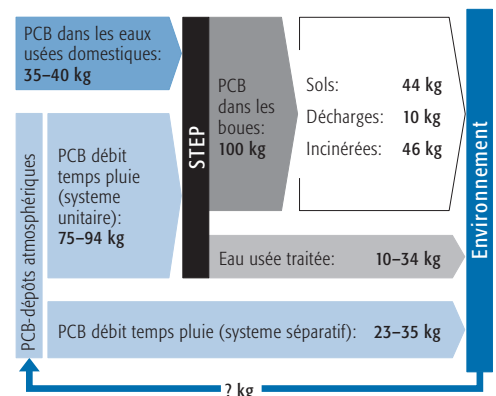


Figure 3.10: Bilan en PCB en Suisse pour l'évacuation des eaux des agglomérations (Rossi *et al.* 2004d).



Figure 3.11: Lit d'un cours d'eau en aval (à gauche, colmaté) et en amont (droite) d'un rejet pluvial (Davoli et al. 2003). Photo: Davoli.

Les PCB représentent un exemple de substance difficilement biodégradable. Une interdiction mondiale des PCB devrait mettre un terme aux sources de PCB. Cependant, les PCB encore présents pourront être redispersés dans l'environnement. Comme le montre la figure 3.10, le plus grand apport de PCB dans les eaux en Suisse résulte des rejets par temps de pluie (Rossi *et al.* 2004d). Dans les systèmes d'assainissement unitaires, une grande partie des PCB est retenue dans les boues d'épuration. L'interdiction de fournir les boues d'épuration à l'agriculture contribuera ainsi à la réduction de la dispersion des PCB dans l'environnement. Les PCB peuvent cependant contaminer le système aquatique par l'intermédiaire du réseau séparatif d'assainissement.

Matières particulaires (boue, matières en suspension)

Les matières particulaires sédimentées provenant des rejets du réseau unitaire d'assainissement et des rejets pluviaux du réseau séparatif d'assainissement peuvent conduire à l'envasement et à la réduction de la porosité du lit d'un cours d'eau (colmatage, figure 3.11). Non seulement les eaux dormantes comme les étangs et les lacs sont concernées, mais encore les cours d'eau lorsque la force d'entraînement par le courant ne suffit plus à maintenir en suspension les matières solides transportées.

Un apport excessif de matières solides entraîne différents effets défavorables sur les organismes vivant dans les eaux:

- ▶ L'accessibilité au milieu poreux est altérée ou rendue impossible par le dépôt de boues.
- ▶ L'apport de matière organique modifie la structure de la communauté biologique des cours d'eau, la présence des différents types d'aliments est bouleversée. L'apport de boue profite aux organismes «broyeurs» et aux «détritivores», tandis que les «passeurs» et les «filtreurs» sont perturbés.
- ▶ Les métaux lourds et certains polluants organiques comme les HAP apparaissent, dans les rejets, sous forme principalement adsorbés aux particules. La contamination des eaux par des matières solides peut ainsi produire un enrichissement en métaux lourds, en HAP et en autres matières difficilement ou non biodégradables.
- ▶ La biodégradation des boues engendre une consommation d'oxygène, qui peut conduire, selon la situation locale, jusqu'à des conditions d'anaérobiose permanentes dans le lit des cours d'eau.
- ▶ La lumière joue entre autre un rôle considérable à l'égard de la population végétale du lit des cours d'eau. Les matières solides en suspension troublent l'eau et perturbent ainsi les conditions de luminosité.



Figure 3.12: Turbidité dans la rivière Chriesbach à Dübendorf.

Lors d'importantes charges hydrauliques, les sédiments peuvent être mobilisés et transportés plus loin. Outre le nettoyage du lit, ces événements peuvent provoquer des états temporaires de toxicité aigus dans les eaux, en remobilisant les polluants et les matières organiques précédemment accumulées.

Turbidité dans les cours d'eau

La turbidité des cours d'eau, causée par les déversements d'eaux usées par temps de pluie (LEaux, annexe 2, art. 112 b) n'est guère évitable, même pendant des événements de moindre importance. Ainsi, la contrainte de la LEaux («Les déversements d'eaux à évacuer ne doivent entraîner dans les eaux, après un mélange homogène, aucune turbidité») n'est pas réaliste. Les impacts éventuels liés à la turbidité peuvent cependant être pris en considération. Des indications relatives à des valeurs limites ont pu être trouvées sur la base d'informations concernant les atteintes nuisibles aux poissons (Fischnetz 2004, Newcombe und Jensen 1996) (figure 3.13 et tableau 3.2). Une certaine concentration et durée d'exposition engendrent différents effets. Afin de prendre également en compte les effets possibles des matières adsorbées, un «facteur de sécurité» de 10 est implémenté dans ces fonctions (MacDonald *et al.* 2000). Par exemple, une concentration de 50 mg/l pendant 60 minutes ou une concentration de 300 mg/l pendant 10 minutes provoqueront un stress physiologique léger à moyen. Lors d'une durée d'exposition prolongée (jusqu'à 24 heures), on appliquera une valeur limite maximale de 25 mg/l (EIFAC 1964).

Tous les événements dont la contamination (en terme de matière en suspension), calculée en multipliant la concentration par la durée d'exposition, se

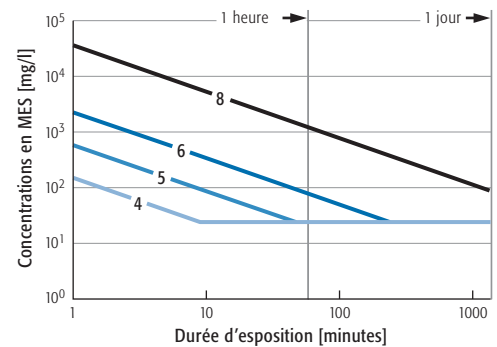


Figure 3.13: Impact de la turbidité sur les poissons en fonction de la concentration et de la durée d'exposition (Newcombe and Jensen 1996). Cet impact est défini pour les salmonidés avec un facteur de sécurité de 10 permettant de prendre en compte les effets des substances adsorbées sur les particules (MacDonald *et al.* 2000). La valeur de 4 représente une valeur limite pour déceler un stress physiologique, les valeurs de 5, 6 et 8 représentent respectivement un stress physiologique faible, moyen et élevé (valeur limite à partir de laquelle des effets létaux peuvent apparaître).

Niveau d'effet	Description de l'effet
Pas d'effet	
0	Aucune modification du comportement
Modification du comportement	
1	Réaction d'alarme
2	Abandon de l'espace de refuge
3	Réaction d'évitement
Effets sublétaux	
4	Réduction à court terme de l'alimentation; réduction à court terme de la prédation
5	Stress physiologique mineur, fréquence de «toussotement» plus élevée, vitesse de respiration plus élevée
6	Stress physiologique moyen
7	Dégradation modérée de l'habitat; dégradation de l'orientation
8	Indication de stress physiologique majeur; réduction à long terme de l'alimentation; réduction à long terme de la prédation; mauvaise condition
Effets létaux et para-létaux	
9	Réduction de la croissance; atteinte à la reproduction; diminution des populations
10	0–20% mortalité; augmentation de la prédation, dégradation de l'habitat modérée à forte
11	>20–40% mortalité
12	>40–60% mortalité
13	>60–80% mortalité
14	>80–100% mortalité

Tableau 3.2: Importance des impacts en relation avec la turbidité.

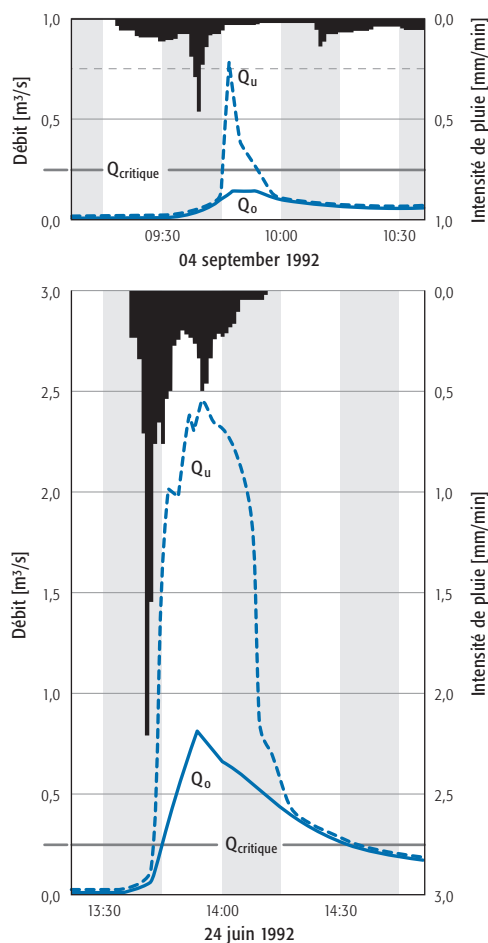


Figure 3.14: Débit dans la rivière Rohrbach (ZH) lors d'un événement de pluie moyen (en haut) et lors d'un événement extrême (en bas) en amont et en aval de rejets par un déversoir d'orage et par un réseau séparatif. Le débit critique pour le transport de sédiment est de l'ordre de 250 l/s. Ce débit critique est dépassé en moyenne 25 fois par année (Krejci et al. 1994).

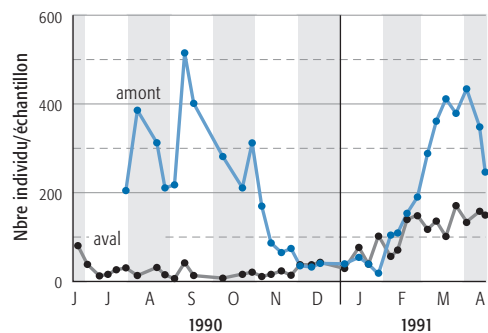


Figure 3.15: Evolution de la colonisation dans la rivière Rohrbach/ZH en amont et en aval d'un rejet de temps pluie (voir aussi figure 3.14), (Krejci et al. 1994).

situé sous la valeur de seuil des changements de comportement, sont tolérables (tableau 3.2). En revanche, les événements dont la contamination dépasse le seuil létal sont problématiques. Cette situation correspond au niveau 8 du tableau 3.2 et à la courbe 8 de la figure 3.13. Faute d'informations sur l'influence des événements répétés sur les poissons, nous proposons de définir les objectifs de protection des eaux au cas au cas, en collaboration avec les services publics de protection des eaux.

3.2 Atteintes physiques

Les atteintes physiques comme les atteintes chimiques représentent une modification de l'espace vital des cours d'eau. Aussi, la communauté biologique des cours d'eau subit un stress pouvant conduire, selon l'ampleur, jusqu'à la disparition de certaines espèces. Les deux types d'atteintes physiques présentés ci-dessous sont les atteintes mécaniques-hydrauliques et thermiques.

3.2.1 Atteintes mécaniques-hydrauliques

Le charriage de fond (lors de crues ou par suite de déversements d'eaux d'égout mixtes, figure 3.14) provoque souvent le broyage, l'écrasement ou le refoulement d'une grande partie des organismes vivant sur le lit des cours d'eau. Comme ce genre d'événement apparaît de manière naturelle avec une certaine fréquence, les animaux et les plantes des cours d'eau ont développé des mécanismes qui leur permettent, malgré l'effet destructeur modifiant le lit, de peupler durablement les cours d'eau. Ces mécanismes de protection sont néanmoins dépassés, lorsque les mouvements du lit se produisent plus fréquemment que ce ne serait le cas de manière naturelle. De telles charges mécaniques-hydrauliques entraînent une «érosion» de la biocénose qui se traduit par un appauvrissement des espèces.

L'ampleur de l'effet biologique d'un rejet conduisant à une mobilisation du lit d'un cours d'eau dépend fortement du type de cours d'eau. Plus le lit du cours d'eau est hétérogène, c.-à-d. plus il existe d'éléments stables (bloc de roche, arbres etc.) pouvant servir de refuges (espaces de refuge et d'abris) aux animaux et plus l'interconnexion avec d'autres cours d'eau est favorisée (repeuplement). En outre, plus la fréquence des crues naturelles, auxquelles les animaux et les plantes sont adaptés, est élevée, plus une biocénose benthique pourra se remettre rapidement d'une crue engendrant une mobilisation du lit du cours d'eau (par ex. Matthaei et al. 1997), figure 3.15. La disponibilité de refuges est généralement en très bonne corrélation avec la variabilité de la largeur du lit. Ce paramètre peut ainsi être utilisé pour estimer la proportion d'espace de refuge, paramètre particulièrement difficile à estimer. Le tableau 3.3 présente le nombre annuel d'événements avec stress hydraulique en

Nombre critique d'événement tolérable par année en fonction de différentes conditions		Variabilité de la largeur du lit mouillé		
		prononcée	limitée	nulle
Qualité écomorphologique du tronçon en amont	Classe I	10	5	3
	Classe II	5	3	1
	Classe III et IV	3	1	<1

Tableau 3.3: Nombre tolérable d'événements générant un stress hydraulique en fonction de la variabilité de la largeur du lit mouillé (c.-à-d. de la disponibilité d'espaces de refuge) et du potentiel de repeuplement (Frutiger et al. 2000). Les classes se réfèrent à la qualité écomorphologique du tronçon en amont (Liechti et al. 1998b).

fonction des paramètres d'habitat mentionnés ci-dessus, pouvant, être surmontés à long terme par la biocénose benthique (Frutiger *et al.* 2000).

Outre son effet destructeur, le stress hydraulique régulier exerce également une fonction positive importante sur l'écosystème des cours d'eau. Le mouvement du lit («moulin à billes»), conjointement avec la vitesse accrue du courant, provoque l'érosion des dépôts de fines particules et l'élimination de la couverture végétale excessive. Un colmatage du milieu poreux du lit s'oppose à cette action. C'est pourquoi il est également possible que les influences défavorables d'une contamination chronique par de fines matières organiques générées par des substances adsorbées sur les particules soient partiellement compensées par une charge hydraulique provenant de l'assainissement urbain.

3.2.2 Impacts thermiques

Les déversements d'eaux usées par temps de pluie provenant des systèmes unitaire et séparatif d'assainissement peuvent, sous certaines conditions, engendrer des problèmes relatifs au régime de température d'un cours d'eau. De telles modifications à court terme des températures de l'eau peuvent produire des effets négatifs sur la biocénose des cours d'eau. Les conditions d'une telle atteinte peuvent être décrites de la manière suivante:

- ▶ petits jusqu'à très petits cours d'eau,
- ▶ réchauffement élevé des surfaces imperméables, c.-à-d. températures de l'air élevée et insolation intensive en été,
- ▶ courtes voies d'écoulement pluvial menant au cours d'eau (souvent de petits systèmes séparatifs),
- ▶ précipitations courtes, locales, de midi jusqu'à l'après-midi.

La conséquence de l'augmentation de température d'un cours d'eau est la réduction de la solubilité de l'oxygène dans l'eau et l'accélération des processus microbiologiques conduisant une nouvelle fois à une réduction d'oxygène. Certains organismes aquatiques peuvent être perturbés par le manque d'oxygène, principalement les espèces de poisson sensibles. L'augmentation de température peut également renforcer la toxicité de différentes substances (par ex. les HAP et les métaux lourds).

La définition d'une valeur limite de température ou «dose de température» représente le plus grand problème, lors de l'évaluation de l'augmentation de température à court terme. Cette information, présentée par exemple dans la figure 3.17, constitue une base pour l'évaluation d'éventuelles atteintes aux eaux par de soudaines modifications de température.

À l'exception des orages de grêle et des chutes de pluie hivernales, l'eau s'écoulant dans la canalisation (par conséquent également les eaux d'égout mixtes), est pratiquement toujours de quelques degrés plus chaude au début d'un événement pluvial que celle d'un cours d'eau. Ainsi, une augmentation marquante de la température à court terme peut être observée au début des écoulements pluviaux. Selon la proportion du mélange (eaux pluviales/eaux cours d'eau) la pointe sera plus ou moins marquée (cf. figures 3.18 et 3.19).

Une expérience de laboratoire sur des poissons ont permis d'établir qu'une augmentation de la température de 8 °C à 19 °C en 2 heures provoquait un effet de stress que les poissons n'ont surmonté qu'imparfaitement après 29 jours (Nolan *et al.* 2000). Une autre expérience de laboratoire (Burkhardt-Holm *et al.* 1998, Schmidt *et al.* 1998) a révélé qu'après une augmentation de température de 12 °C à 18 °C en 3 heures, les poissons se sont parfaitement rétablis en 48 heures.

Des expériences semblables ont permis d'établir que les pointes de température à court terme déclenchent également une réaction chez les macroinvertébrés. À température élevée, un plus grand nombre d'animaux ont été



Figure 3.16: Déversoir d'orage dans le Furtal /ZH. (Photo: AWEL, Zürich).

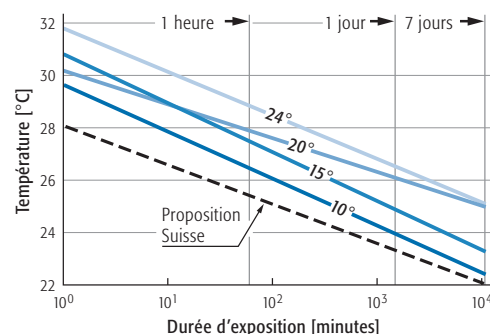


Figure 3.17: Température de survie de jeunes salmonidés (entre 1 et 3 ans) pour différentes températures d'acclimatation (10, 15, 20, 24°C) en fonction de la durée d'exposition (Rossi et Hari 2004c).

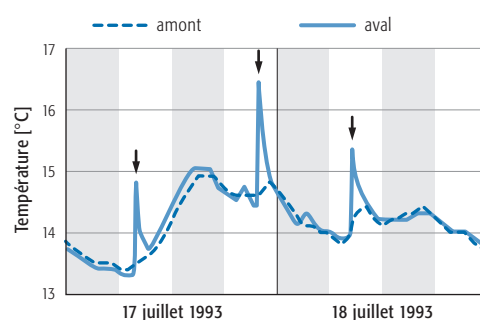


Figure 3.18: Evolution des température dans la rivière Aabach du 15 au 19 juillet 1993 en amont et en aval du déversoir d'orage Bäretswil (Gammeter 1996). Les flèches symbolisent des déversements.

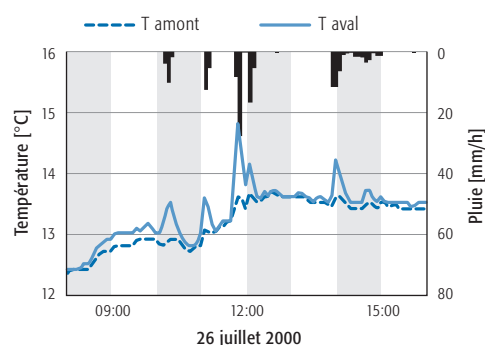


Figure 3.19: Exemple d'augmentation des températures dans la rivière Erzbach dans la commune d'Erlinsbach (AG) en juillet 2000. Les augmentations de températures sont dues à un rejet d'eaux de ruissellement en provenance de plusieurs toitures (Bodmer 2000).

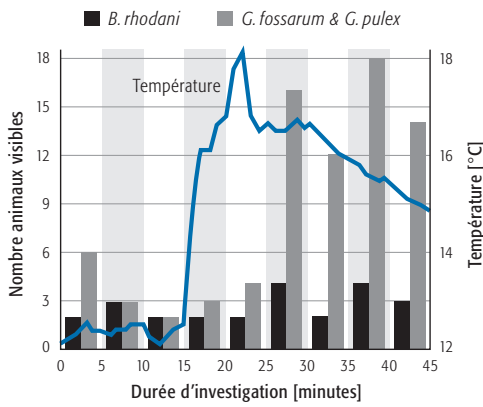


Figure 3.20: Influence d'une augmentation de température sur les invertébrés. L'«activité» des invertébrés est évaluée sur la base du nombre d'individu visible (Gammeter 1996).

observés sur la face supérieure du substrat. En outre, ceux-ci changeaient plus fréquemment d'emplacement ou multipliaient leur déplacement, mais de manière désordonnée. Cette augmentation d'activité n'apparaissait pas immédiatement lors de l'augmentation de la température, mais uniquement après que le maximum ait été atteint, présentant ainsi un retard d'environ 10 minutes (figure 3.20) (Gammeter 1996).

Les animaux peuvent apparemment régler leur métabolisme relativement rapidement sur une température plus élevée, sans toutefois déclencher de réaction de «panique» ou d'«esquive». Ainsi, les sauts de température observés dans différents cours d'eau ne présentent pas d'effets significatifs pour les invertébrés. Un effet ne peut cependant pas être exclu sur les espèces vivant dans les ruisseaux relativement froids alimentés par des eaux de source, de tels animaux n'ayant pas été examinés.

Les changements de température provoqués par les rejets pluviaux durant généralement moins de 1 à 2 heures et ne variant que de quelques °C. Les augmentations de température par suite des rejets pluviaux ne représentent en général pas de problèmes importants.

4 Atteintes à l'utilisation anthropogène

Les atteintes aux utilisations anthropogènes et les atteintes à l'état écologique ne peuvent pas être dissociées de manière rigoureuse. La pêche représente par exemple une utilisation anthropogène dépendant d'un état écologique convenable. Aussi cet exemple doit-il être évalué et traité en relation avec les atteintes à l'état écologique. Les paragraphes suivants ne traiteront que les atteintes aux utilisations anthropogènes indépendantes de l'écologie, soit:

- ▶ les matières grossières, c.-à-d. les atteintes à l'état esthétique,
- ▶ les atteintes hygiéniques.

4.1 Matières grossières

Les matières grossières (par ex. papier toilette, matières fécales etc.) visibles dans les eaux constituent les atteintes aux eaux les mieux documentées et les plus fréquemment identifiées par temps de pluie (figure 4.1). Bien que les matières grossières ne compromettent pas l'état écologique, elles ont un effet socio-économique considérable. Elles affectent l'utilisation anthropogène du voisinage immédiat des eaux comme espace de détente (promenades riveraines, restaurants etc.) et peuvent représenter une «moins-value monétaire» pour les biens immobiliers par exemple. Les matières grossières proviennent principalement, mais non exclusivement, des trop-pleins d'égouts unitaires. Les systèmes séparatifs d'assainissement avec des mauvais raccordements constituent une autre source. La taille des matières grossières rejetées principalement par les déversoirs d'orage du système unitaire d'assainissement, varie entre 2 et 30 cm. Il s'agit avant tout de papier toilette et d'articles hygiéniques. Les matières grossières produisent un effet dérangeant, s'ils dépassent une taille approximative de 1 cm². À partir de cette taille, elles sont reconnaissables comme souillure à une distance approximative de 10 m. Selon la nature des eaux, la configuration des berges, la variation du niveau d'eau, la vitesse d'écoulement, etc., les matières grossières sont visibles dans les eaux et les rives durant un temps variable, parfois jusqu'à plusieurs mois.

Les indications quantitatives sur les matières grossières dans les eaux usées par temps de pluie et sur les atteintes esthétiques aux eaux sont rares. Les observations et les plaintes émanant de la population représentent une évaluation beaucoup plus importante pour ce type d'atteinte et pour le choix des mesures qui en découle (en générale systèmes de dégrillage et tamis).

4.2 Atteintes hygiéniques

Dans la problématique discutée, l'atteinte hygiénique aux eaux est définie par la contamination des eaux par des germes pathogènes (agent pathogènes), qui, par temps de pluie, sont introduits dans les milieux récepteurs par les déversoirs d'orage du réseau unitaire ou par les déversements du réseau séparatif d'assainissement. Il existe de nombreuses indications sur un net accroissement des concentrations bactériennes dans les cours d'eau en raison des déversements des canalisations par les réseaux unitaire et séparatif par temps de pluie. Parmi les conséquences on évoquera la mise en danger des eaux de baignade et éventuellement l'approvisionnement en eau potable sous certaines conditions.

Les problèmes hygiéniques dans les cours d'eau et les conséquences qui en découlent rencontrent généralement un grand intérêt de la part du public et des hommes politiques. L'utilisation des cours d'eau pour la baignade est souvent interprétée par le public comme étant une indication de l'état des eaux.



Figure 4.1: Matières solides dans un cours d'eau suite à un rejet par un déversoir d'orage.



Figure 4.2: Enfant jouant sur les bords de l'Aare près de Belp (BE).



Figure 4.3: Exemple de signalisation d'une interdiction temporaire de baignade à l'aide d'un drapeau rouge, suite à une qualité bactériologique non satisfaisante (Photo: Institut für Seeforschung, Langenargen, D).

Les mesures de protection de la population face aux atteintes hygiéniques, telles que les interdictions de baignade, les avertissements et les restrictions de l'activité récréative, sont généralement considérés comme étant plus importantes que les problèmes écologiques des cours d'eau.

Les spécialistes de la protection des eaux en Suisse ne s'occupent pas particulièrement des problèmes d'atteinte hygiénique aux eaux de surface par temps de pluie (hormis certains cas exceptionnels, identifiés). Jusqu'à présent, ce genre d'atteinte n'a pas été pris en compte, lors de la planification des mesures de protection. Aussi, les bases nécessaires à la planification sont-elles précisées ci-dessous.

4.2.1 Indicateurs importants d'impact hygiénique aux eaux par l'assainissement urbain

Dans la pratique, on utilise des indicateurs pour identifier les atteintes hygiéniques par des germes pathogènes, étant donné qu'un examen direct de ces germes ne peut pas être effectué sans dépenses disproportionnées. Les indicateurs d'atteintes hygiéniques les plus importants, actuellement utilisés, sont présentés ci-dessous.

Le colibacille (*Escherichia: E. coli*) représente une bactérie relativement inoffensive, apparaissant en grand nombre dans les matières fécales. Il constitue l'indice de la présence probable de bactéries intestinales et de virus entériques pathogènes. Cependant, l'absence ou une faible concentration de *E. coli* ne signifient pas l'absence d'organismes intestinaux pathogènes. Dès lors, *E. coli* ne constitue pas un indicateur parfait, mais il est actuellement considéré comme l'indicateur fécal le mieux approprié (BAG et BUWAL 1991, Güde *et al.* 2001). Ci-dessous, on optera pour une hypothèse simplificatrice, à savoir qu'un problème hygiénique peut être exclu avec une grande probabilité, lorsque dans un cours d'eau la concentration de *E. coli* se situe au-dessous d'une valeur limite.

Les bactéries coliformes totales constituent un groupe défini méthodologiquement, mais dépourvu de définition taxonomique, d'environ 50 espèces. Certaines d'entre elles sont dispersées dans la nature, hors de l'intestin humain et animal. L'aptitude de ce groupe en tant qu'indicateur fécal ne convient pas pour l'évaluation du risque pour la santé des baigneurs.

Les bactéries coliformes fécales constituent un groupe défini méthodologiquement, mais non taxonomiquement d'environ 5 espèces, d'au moins trois genres (*Escherichia, Klebsiella, Enterobacter*), croissant à des températures élevées (44 °C). Elles se reproduisent dans les intestins de l'homme et des animaux à sang chaud. En raison de la part élevée de *E. coli* recensée (env. 60%), le groupe coliformes fécaux offre une plus haute spécificité fécale que le groupe coliformes totaux.

Les salmonelles sont des agents pathogènes partiellement responsables de diarrhées aiguës. Selon l'espèce, elles engendrent des maladies (inflammations) typhoïdiques ou entériques dans les intestins. La dose infectieuse dépend du type de salmonelles et de la constitution de la personne infectée. Certaines espèces de salmonelles présentent (en tant qu'organismes marqueurs) également des fonctions d'indexage, signalant la présence éventuelle de micro-organismes pathogènes (par ex. *shigella*, virus intestinaux) de même origine, attirant ainsi l'attention sur une mise en danger potentielle de la santé.

Les eaux de surface peuvent contenir de nombreux virus pathogènes humains, pouvant survivre jusqu'à 500 jours. Une reproduction dans l'eau est toutefois exclue. L'intestin humain constitue le réservoir des virus pathogènes humains. Les personnes malades évacuent jusqu'à 10^{12} particules par gramme de selles. La dose infectieuse minimale pour l'homme pourrait cependant être



Figure 4.4: Embouchure de la rivière Schüssen (en haut) et de la rivière Argen (en bas) dans le lac de Constance. Le bassin versant de la Schüssen comprend 20 000 habitants et génère des problèmes de qualité hygiénique des eaux en particulier par temps pluie pour les plages à proximité de l'embouchure.

atteinte par une seule particule. Aujourd'hui, la détermination des virus pathogènes humains dans l'eau de baignade ne fait pas partie des activités de routine, les méthodes d'examen correspondantes n'étant pas encore disponibles. Elles seraient toutefois souhaitées pour évaluer les risques de mise en danger de la santé par les eaux de baignade.

Il est théoriquement imaginable que les germes pathogènes puissent atteindre les zones d'approvisionnement en eau potable par infiltration dans les eaux souterraines. Ici se pose la question de savoir dans quelle mesure les germes pathogènes, en particulier les virus, sont retenus par la matrice aquifère. Les recherches de Halm *et al.* (1996) conduisent à l'hypothèse que les premiers décimètres déjà produisent une retenue substantielle des virus. Il est cependant difficile de faire un pronostic fiable pour des examens effectués sur place: de multiples facteurs dynamiques, comme par exemple la répartition granulométrique, la nature des berges et les conditions hydrauliques peuvent être modifiées très rapidement par temps de pluie.

En relation avec l'hygiène de l'eau potable, la mise en danger de la santé par les protozoaires (par ex. *cryptosporidium*) a également été discutée au cours des dernières années. Les kystes survivent apparemment aux dosages des produits chimiques de désinfection habituellement appliqués. Les kystes de *cryptosporidium* parviennent généralement dans les eaux de surface par l'érosion du sol (purin). L'incidence des déversements d'eaux usées par temps de pluie doit être qualifiée de modeste. Les organismes unicellulaires, cause de gastro-entérites aiguës, peuvent cependant, en raison de leur taille, être éliminés par filtration de manière relativement simple (Boller 2003).

4.2.2 Origine des germes fécaux par temps de pluie

De nombreux examens (Wuhrer 1995, Güde *et al.* 2001) ont permis d'établir des indications sur les concentrations de *E. coli* dans différents types d'eaux usées (tableau 4.1).

Les valeurs du tableau 4.1 indiquent que les concentrations de *E. coli* dans les déversements d'égouts unitaires peuvent dépasser d'environ deux à trois puissances de dix celles des effluents de stations d'épuration. Si, de plus, l'on tenait encore compte des quantités de déversées souvent sensiblement plus abondantes comparées aux effluents des stations d'épuration, les rejets d'eaux d'égout mixtes (tout au moins aux alentours des déversement dans les cours d'eau) représentent une source importante d'atteintes hygiéniques aux cours d'eau (figures 4.6 et 4.7).

Type d'eaux usées	Domaine <i>E. coli</i> /100 ml	Médiane <i>E. coli</i> /100 ml	Nombre de données
Entrée de station d'épuration	10^6-10^8	$2,8 \times 10^7$	73
Sortie station d'épuration mécanique/biologique	10^3-10^4	$1,3 \times 10^4$	284
Sortie station d'épuration avec filtration	10^2-10^3	$1,1 \times 10^3$	119
Petite station d'épuration	$<10^1-10^2$	$1,2 \times 10^1$	14
Fosse septique	10^3-10^6	$1,4 \times 10^6$	10
Déversoir d'orage	10^4-10^7	$8,3 \times 10^5$	88
Eaux de ruissellement système séparatif	10^1-10^5	$1,5 \times 10^3$	-
Valeurs légales pour l'eau potable	<100 (c.-à-d. non détectable)		

Tableau 4.1: Concentrations en *E. Coli* dans les eaux usées (Güde et al. 2001, Kreikenbaum et al. 2004b).

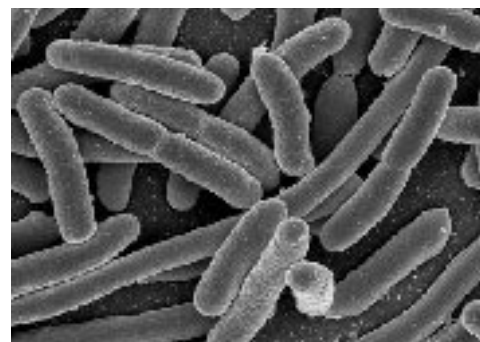


Figure 4.5: Colonies d'Escherichia Coli. La grandeur d'une bactérie est de l'ordre de 5–10 µm. (Photo: www.niaid.nih.gov)

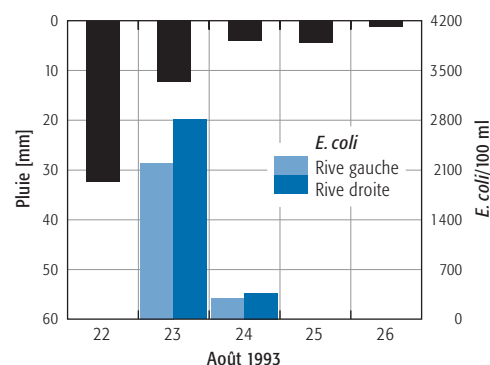


Figure 4.6: Précipitations et qualité des eaux de baignade sur l'Aare près du Marzilbad à Berne en août 1993 (laboratoire cantonal bernois).

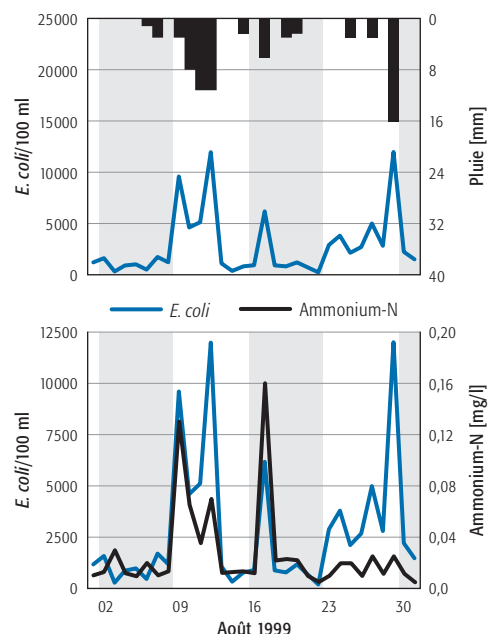


Figure 4.7: Précipitations et concentrations en *E. coli* et en ammonium-N dans la rivière Salemer Aach (proximité du lac de Constance) en août 1999 (Güde et al. 2001).

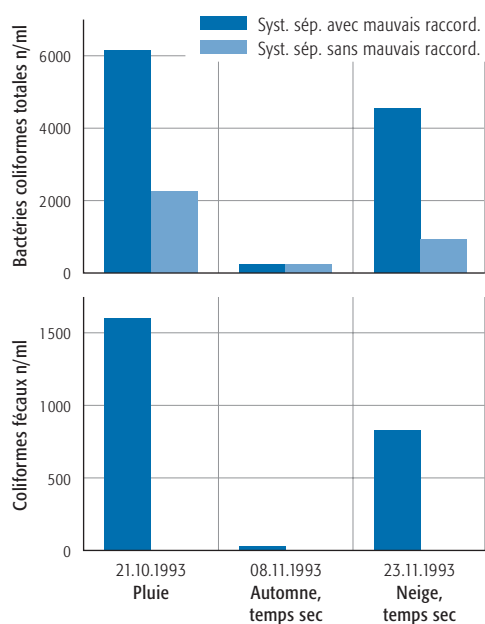


Figure 4.8: Exemple de concentrations bactériennes dans une canalisation avec ou sans mauvais raccordements (Wuhrer 1995).

Les indications provenant de deux agglomérations du bassin versant du lac de Constance sont présentées ici comme exemple (système d'assainissement séparatif). Dans le premier cas, un ancien canal d'eau pluviale comportant manifestement des mauvais raccordements, des concentrations bactériennes (jusqu'à env. $6 \times 10^5/100$ ml de bactéries coliformes totales et $1,6 \times 10^5/100$ ml de bactéries coliformes fécales) ont été décelées. Dans le deuxième cas, un canal relativement récent d'eau pluviale manifestement sans mauvais raccordements, des concentrations de bactéries coliformes totale nettement plus faibles ($2,2 \times 10^5/100$ ml) et pratiquement aucune bactérie coliforme fécale n'ont été trouvées (figure 4.8) (Wuhrer 1995).

Lors de l'estimation de la contamination globale des eaux par des germes fécaux, les érosions éventuelles provenant de sources diffuses ne sont pas à négliger. Un bilan de la contamination ne peut toutefois pas être concrétisé, l'estimation quantitative de la contamination par des sources diffuses étant encore plus difficile à réaliser que l'estimation de la contamination par les eaux usées en temps de pluie.

Des échantillons isolés de sédiments prélevés dans les cours d'eau du bassin du lac de Constance ont parfois révélé des concentrations considérables de *E. coli* dans l'eau interstitielle, dépassant jusqu'à deux puissances de dix l'eau de rivière (Güde *et al.* 2001). Ces résultats concordent avec les données des expériences de survie pratiquées sur les germes, prouvant l'efficacité des sédiments en tant que «réserve» d'*E. coli*. Aussi, lors d'une resuspension engendrée par une cause mécanique (force d'entraînement lors d'une forte augmentation de débit ou autre cause de resuspension), devrait-on tenir compte des contaminations par les germes émanant de cette source. Faute de données suffisantes, ce degré de contamination n'est malheureusement pas encore quantifiable.

4.2.3 Manifestation des germes fécaux dans les cours d'eau par temps de pluie

Différents examens ont fourni les indications relatives à la contamination des eaux par les germes en temps de pluie:

- Les concentrations en germes fécaux maximales coïncident souvent avec les pointes d'écoulement. Ces résultats peuvent être considérés comme une confirmation supplémentaire que le rejet provenant des stations d'épuration ne provoque pas de contaminations de pointe par les bactéries fécales observées. Les déversoirs d'orage du réseau unitaire d'assainissement sont considérés comme étant l'une des sources les plus importantes des atteintes hygiéniques par temps de pluie.
- Les données résultant des examens ont permis d'établir une corrélation très étroite entre l'écoulement pluvial et les concentrations de *E. coli*. Les apports les plus importants liés aux précipitations s'avèrent être les déversoirs d'orage du système unitaire d'assainissement et l'érosion des surfaces agricoles.
- La corrélation supposée entre les concentrations de *E. coli* et de phosphore respectivement d'ammonium ne permet malheureusement pas une détermination plus précise des contaminations bactériennes. En effet, le phosphore et l'ammonium parviennent dans les cours d'eau non seulement par les eaux usées mais également par des sources agricoles (purin).
- Même lors d'intenses événements pluviaux, entraînant une forte dilution des rejets par temps sec (~1:50), des concentrations élevées de germes fécaux apparaissent dans les eaux d'égout mixtes. Le nombre de bactéries n'y régresse pas ou alors moins d'une puissance de dix, même lors d'événements pluviaux prolongés, c.-à-d. jusqu'à une heure. L'effet du premier flot de lessivage sur la qualité bactériologique des rejets d'eaux d'égout mixtes peut être qualifié de modeste. Lors de différentes études, l'échelonnement des valeurs

maximales s'étale sur toute la durée de différents événements pluviaux (Wuhrer 1995).

► Outre les rejets d'eaux d'égout mixtes, les rejets pluviaux du système séparatif d'assainissement peuvent également, selon les cas, provoquer une contamination aiguë en germes fécaux. Cette dernière concerne principalement le réseau séparatif d'assainissement comportant d'importants raccordements défectueux (Wuhrer 1995, Burton and Pitt 2002). La contamination bactériologique provenant des systèmes séparatifs sans défaut notable de raccordement, émane essentiellement de sources non-anthropogènes (rongeurs, chiens, chats et oiseaux) et est liée au degré d'imperméabilité des surfaces du bassin versant et de la proportion d'animaux domestiques.

4.2.4 Dispersion et durée de vie dans les rivières et les lacs

La dispersion et la durée de survie des germes fécaux dans les rivières et les lacs sont considérées ici sous l'aspect du risque pour les eaux de baignade.

Le mode de dispersion des germes fécaux dans les cours d'eau dépend de leur aspect. Les germes fécaux parviennent dans les cours d'eau sous forme de cellules isolées en suspension ou alors liés à de plus grandes particules. Pour les cellules en suspension, une sédimentation est exclue et les germes fécaux sont transportés au gré des vagues (Güde *et al.* 2001). La majeure partie des bactéries se présente sous forme de cellules en suspension (Wuhrer en 1995). Les processus d'adsorption et/ou de sédimentation jouent un rôle peu important pour ces bactéries.

L'apparition de germes fécaux liés à des particules n'est toutefois pas à exclure (Wuhrer 1995). Dans ce cas, il faudra s'attendre à une sédimentation dans les zones à faibles vitesses d'écoulement. L'exemple des examens effectués aux abords du lac de Constance indique qu'à proximité de l'embouchure des cours d'eau, les sédiments présentent une contamination importante par des indicateurs fécaux. Ces bactéries, soumises à des turbulences, ont généré un accroissement des concentrations de 1 à 2 puissances de dix dans la partie supérieure de l'eau et, selon le cas (crue, tempête), constituent ainsi un facteur de contamination supplémentaire.

Les concentrations en germes fécaux dans les lacs diminuent très nettement avec l'augmentation de la distance par rapport au point de déversement.

Les conditions de vie pour les bactéries intestinales dans les cours d'eau sont bien éloignées de l'optimum. Ainsi les germes fécaux des cours d'eau ne sont aptes à la division cellulaire qu'à brève échéance. À moyen et à long terme, c.-à-d. sur plusieurs heures et jours, on observe, dans tous les cas, une diminution rapide des germes (Güde *et al.* 2001). Dans des conditions naturelles, on peut ainsi compter sur une mortalité rapide, de l'ordre de 50% entre un jour et 3-4 jours (figure 4.9).

Un déficit en nourriture, causé notamment par les protozoaires, est à l'origine de cette mortalité. Lors de tests en l'absence d'organismes voraces, la densité des germes est restée constamment à un niveau élevé. Bien que les bactéries naturelles des eaux soient également ingérées, celles-ci peuvent néanmoins se reproduire dans les cours d'eau et ainsi compenser la mortalité. Les germes fécaux ne pouvant cependant pas s'adapter rapidement aux conditions aquatiques, les pertes dues aux prédateurs ne peuvent pas être compensées (Güde *et al.* 2001).

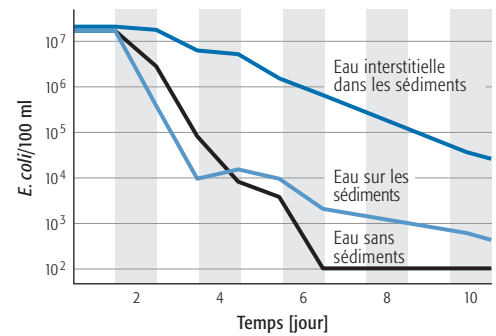
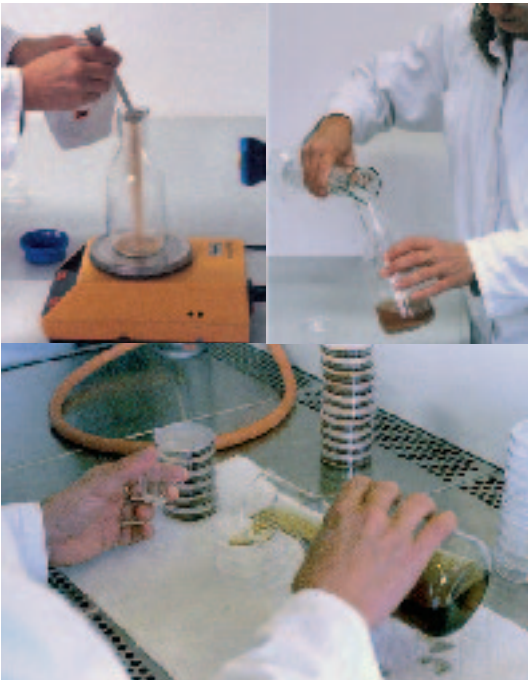


Figure 4.9: Étude expérimentale de la mortalité de *E. coli* dans les eaux du lac de Constance et dans les sédiments (Güde *et al.* 2001).

Déroulement des travaux lors des études microbiologiques (photos et texte: Institut für Seeforschung, Langenargen, D)**1. Préparation des récipients pour l'échantillonnage**

Les bouteilles et tous les outils qui seront en contact avec les échantillons sont placés dans un autoclave à 121 °C (chaleur humide).

2. Préparation des milieux de croissance spécifiques

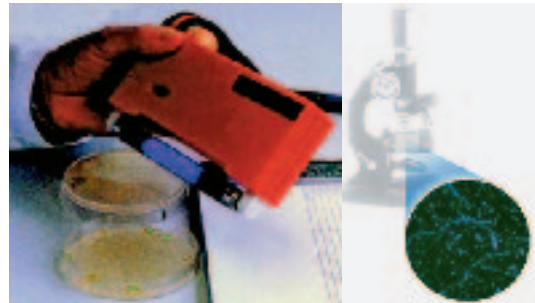
Après pesée de la substance sèche (granulat; en haut à gauche) et dissolution du granulat dans l'eau (en haut à droite), le milieu de croissance est versé dans des boîtes de pétri (en bas).

3. Exemple d'échantillonnage

Sortie du bateau «Cormoran» (IGKB, Commission internationale pour la protection des eaux du lac de Constance), prélèvement au milieu du lac entre Fischach et Uttwil (à gauche), vidange de l'échantillon dans un récipient stérile (à droite).

4. Préparation des échantillons (exemple)

Filtration des échantillons d'eau: mise en place du filtre stérile sur l'installation de filtration (à gauche) stérilisée au bec Bunsen, filtration de l'échantillon d'eau (à droite).

5. Comptage des colonies et microscopie

Après développement des bactéries sur le milieu de croissance à des températures adéquates pendant 24 ou 48 heures, comptage des colonies de bactérie (à gauche). Preuve de la présence de «Escherichia coli»: l'enzyme 4 -Méthylumbelliféron fabriquée par cette bactérie réagit à la lumière UV (à droite).

6. Elimination des bactéries par stérilisation à la chaleur

Tout le matériel de travail qui est entré en contact avec les bactéries ou champignons est rendu stérile avant réemploi ou éliminé comme déchet.

5 Conclusion

Comme nous l'avons déjà mentionné plus haut, les cours d'eau urbains sont soumis à une pression d'utilisation intense et variée. Ainsi, dans la majorité des cas, l'assainissement urbain par temps de pluie n'est qu'un facteur d'influence parmi d'autres agissant sur l'état écologique des cours d'eau. En raison de l'espace restreint et des besoins particulièrement marqués de protection contre les crues, l'atteinte morphologique (mise en canal, constructions des lits et des rives) pourrait souvent avoir une forte influence, même dominante sur la qualité écologique des cours d'eau dans les zones urbanisées. Dans de telles situations, le faible signal déclenché par l'assainissement urbain en temps de pluie peut être largement couvert par l'influence de l'atteinte morphologique.

Concrètement, cela signifie qu'un cours d'eau morphologiquement appauvri n'est peuplé que par une biocénose «squelettique», c.-à-d. peu d'espèces extrêmement tolérantes à l'égard des perturbations, sur lesquelles le stress supplémentaire de l'assainissement urbain n'a pratiquement plus d'influence. Dans de tels cas, où une amélioration réelle de la situation écologique ne peut être obtenue que lorsque l'atteinte prédominante (par ex. morphologique) est éliminée. Il est donc nécessaire de soigneusement clarifier la situation, afin de voir jusqu'à quel point les mesures pour la réduction des influences négatives de l'assainissement pluvial urbain sont rationnelles ou le cas échéant devraient être ajournées en faveur d'autres mesures (par ex. la revitalisation du milieu récepteur).

5.1 Situation de temps sec et situation de temps de pluie

Lors d'atteintes affectant l'utilisation anthropogène des cours d'eau, il est en général possible d'identifier les causes imputables à l'assainissement urbain ou le cas échéant à d'autres influences. En revanche, les atteintes à la biocénose respectivement aux écosystèmes des cours d'eau par les déversements d'eaux usées par temps de pluie sont en général difficilement dissociables des effets de la contamination générée par temps sec.

En effet, les organismes des cours d'eau intègrent tous les types de stress agissant sur eux durant leur développement qui s'étale souvent sur plusieurs mois. La diversité biologique reflète ainsi la somme de toutes les influences. D'autre part, les contaminations par temps sec ne peuvent se manifester qu'aux événements pluviaux (par ex. consommation de O₂ par la décomposition des sédiments organiques ou la pellicule biologique formée durant la période



Figure 5.1: Exemple d'espace réduit pour les cours d'eau à la suite d'aménagements pour les habitations et le trafic.

Charge en polluants	
Conditions	Conséquence
Débit très faible dans le cours d'eau ou présence de seuils	Effet à long terme des eaux usées, sédimentation des matières particulaires, ré-oxygénation lente
Pluie courte et intense après une longue période de temps sec	Hautes concentrations dans les eaux usées
Pluie localisée au niveau d'un bassin versant	Mauvaise dilution dans le milieu récepteur
Température et pH élevés dans un cours d'eau avec présences d'organismes sensibles	Risque de toxicité ammoniacale
Faible contamination des eaux du milieu récepteur par temps sec et morphologie quasi-naturelle	Présence potentielle d'organismes sensibles
Charge hydraulique	
Conditions	Conséquence
$Q_{\text{eaux déversées}} : Q_{\text{milieu}} > 10$	Stress hydraulique
lit du cours d'eau composé de matériaux très fins	Stress hydraulique
Cours d'eau en zone de source	Biocénose non adaptée aux crues, recolonisation lente
Cours d'eau canalisé, rives construites	Forte vitesse d'écoulement
Bassin versant très pentu	Pointe de crue très rapide

Tableau 5.1: Problèmes typiques lors de l'assainissement pluvial urbain et conséquences pour les milieux récepteurs.

d'étiage) ou inversement les charges périodiques (par temps de pluie) prolongent leurs effets bien au-delà de la période d'étiage suivante (par ex. adsorption des métaux lourds ou pesticides dans les sédiments). Il en résulte la recommandation suivante: lors du traitement des «problèmes générés par temps de pluie», les éventuelles influences de la situation par temps sec devraient toujours être prises en considération.

5.2 Problèmes liés aux cours d'eau en rapport avec les déversements par les canalisations en temps de pluie

Les effets des déversements par temps pluie, tels que présentés dans cette publication, se produisent en grand nombre, tous ne peuvent cependant être considérés comme importants. Les différents examens et observations permettent de réunir les conditions devant généralement être satisfaites pour évaluer l'importance des problèmes liés aux déversements des canalisations par temps de pluie. L'ordre des conditions présentées dans le tableau 5.1 correspond approximativement à leur importance.

Résumé des concepts les plus importants:

- Lors de l'évaluation d'éventuels impacts aux cours d'eau dans les zones urbaines, en plus la qualité de l'eau, le régime hydrologique et l'état morphologique doivent également être pris en compte.
- L'évaluation de l'état des cours d'eau en relation avec l'assainissement pluvial urbain fait partie des tâches les plus exigeantes et coûteuses, au niveau professionnel, financier et du temps à investir. Aussi est-il recommandé d'exclure en premier lieu les cas exempts de problème au moyen d'une phase d'évaluation ou screening.
- Chaque déversement d'eaux usées produit un effet sur le milieu récepteur. Cependant, chaque déversement d'eaux usées ne représente pas nécessairement un problème de protection des eaux.
- L'atteinte aux eaux par temps de pluie est à considérer en fonction de l'intensité, de la durée et de la fréquence des déversements.
- En règle générale, l'assainissement pluvial urbain ne constitue qu'une des nombreuses influences déterminant l'état des cours d'eau.
- Lors de l'évaluation écologique de l'état des eaux, il est souvent impossible d'établir une distinction entre les influences de la situation de temps sec et celle de temps de pluie. Afin de permettre un choix pragmatique des mesures pour le traitement des déversements d'eaux usées par temps de pluie, les influences de la situation de temps sec et celle de temps de pluie devraient cependant, de manière idéale, pouvoir être prises en compte séparément.

5.3 Perspectives

Des propositions concrètes permettant de mieux évaluer les impacts éventuels sont présentées dans le cadre du projet «STORM: assainissement par temps de pluie». Les exigences en matière de déversement d'eaux usées par les canalisations en temps de pluie y sont en outre définies. Par ailleurs, les incertitudes sont prises en considération dans la description des processus importants. Toutes ces informations ont été rassemblées en vue de la planification de mesures appropriées pour la protection des milieux récepteurs face aux déversements des eaux usées par temps de pluie.

Un autre objectif de cette brochure consiste à soutenir et favoriser la collaboration entre les ingénieurs, les scientifiques et les hommes politiques ainsi que d'informer la population.

6 Termes biologiques, chimiques et écologiques

abiotique	non vivant (ant.: biotique)	EC	«Effect Concentration», concentration provoquant un effet démontré sur des organismes expérimentaux après un temps d'exposition fixé
aigu	apparaissant soudainement, passant rapidement (ant.: chronique)	écomorphologie	«Le terme écomorphologie englobe la totalité des données structurales dans les eaux et en bordure des eaux: la morphologie des eaux au sens propre, les mesures constructives relatives aux eaux (constructions des rives et des lits de rivière, barrages et autres) ainsi que les données du voisinage immédiat (constructions, utilisations du sol, végétation).» (Liechti <i>et al.</i> 1998b).
amphibie	qui peut vivre dans l'eau et sur le sol	écosystème	unité naturelle constituée d'éléments vivants et non vivants, comprenant également les interactions ayant lieu entre eux
anthropogène	d'origine humaine	effet de synergie	effets renforcés (des polluants)
autotrophe	la source de carbone nécessaire à l'édification de la biomasse est principalement le CO ₂ (ant.: hétérotrophe)	<i>Escherichia coli</i> , <i>E. coli</i>	micro-organisme apparaissant en grande concentration dans les matières fécales humaines
benthos (d'un cours d'eau)	fond, lit d'un cours d'eau	espèces dominantes	espèces prédominantes évinçant les autres
biocénose	communauté biologique	eutrophisation	accroissement indésirable de substances nutritives dans les eaux
biodiversité	variété des espèces d'une communauté biologique	germes fécaux	bactéries intestinales
biotique	relatif à la vie (ant.: abiotique)	germes pathogènes	agents pouvant causer une maladie
PCB	biphényles polychlorés, groupe de substances organiques persistantes (POP)	habitat	espace vital
branchies trachéennes	organes respiratoires des insectes aquatiques	HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques, groupe de substances organiques persistantes dans l'environnement (POP)
CDF	relation entre concentration, durée d'exposition et fréquence d'apparition des contaminations. Les exigences en matière de déversement des eaux usées par temps de pluie sont judicieusement définies comme relations CDF sur la base de cette description	hétérotrophe	les combinaisons organiques sont la source de carbone nécessaire à l'édification de la biomasse (ant.: autotrophe)
chronique	persistant, se développant progressivement, passant lentement (ant.: aigu)	IDF	relation usuelle entre intensité, durée et fréquence des événements pluviaux en hydrologie
colmatage	obturation des pores d'un lit de cours d'eau		
dérive	charriage d'organismes dans les cours d'eau par des crues déclenchées par exemple par des événements pluviaux importants		
destructeurs	organismes se nourrissant de matière morte		
détritus	matière organique morte		

indice saprobique	méthode permettant l'évaluation de la qualité des eaux, basée sur la tolérance d'insectes de cours d'eau choisis par rapport à des processus de décomposition engendrant une réduction de l'oxygène disponible	photosynthèse	constitution de combinaisons organiques à partir de matières inorganiques dans les plantes sous l'action de la lumière
interstitiel hyporhéique	interstices dans le fond des cours d'eau	phytophile	vivant sur les plantes
Imago (pl.: imagines)	forme adulte	POP	«Persistent Organic Pollutants», polluants organiques difficilement ou non biodégradables qui sont à la fois toxiques et bioaccumulables
LC _n	concentration causant la mortalité de n% d'une population examinée après une durée d'exposition fixée	producteurs primaires	organismes «autotrophes», produisent de la biomasse à partir de combinaisons inorganiques
lithophile	vivant sur un fond pierreux, rocheux	protozoaires	organismes unicellulaires
macro-invertébrés	animaux dépourvus de colonne vertébrale	refuge	espace de retraite et abri
macrophyte	organisme végétal visible à l'oeil nu	rhéophile	«aimant le courant», c.-à-d. les organismes dépendant d'une eau courante
MES	matières en suspension	spécialistes	organismes adaptés à des conditions particulières
métabolites	produits intermédiaires de décomposition chimique	structure trophique	structure alimentaire d'une communauté biologique
morphologique	concernant la forme (cours d'eau)	substrat	ici: fond de rivière
NH ₃	ammoniac, combinaison d'azote, toxique pour les poissons	taxonomie	classification des organismes en un système biologique
NH ₄ ⁺	ammonium, se trouve en équilibre acido-basique avec l'ammoniac	terrestre	vivant sur la terre
NO ₂ ⁻	nitrite, combinaison d'azote toxique pour les poissons	xénobiotique	substances produites artificiellement et non par des processus naturels
NOEC	«No Observed Effect Concentration», concentration établie par des tests écotoxicologiques ne causant aucun effet préjudiciable démontrable aux organismes examinés après une durée d'exposition fixée		
organisme	être vivant		
organisme indicateur	organisme signalant des conditions/états déterminés		
pellicule biologique	croissance de bactéries, algues, champignons et protozoaires fixes		
pH	logarithme négatif de la concentration de protons dans une solution		

7 Littérature

- Bodmer K., 2000. Thermische Auswirkungen von Dachwassereinleitungen in kleine Oberflächengewässer. Versuch am Erzbach in Erlinsbach. 9938, Kanton Aargau, Abteilung Wald und Umwelt, Aarau.
- Boller M., 2003. Wasserversorgung Teil 1, Trinkwasser-Ressourcen, Wassergewinnung, Vorlesungsskript ETHZ, Hrsg. ETHZ und EAWAG Dübendorf.
- Bundi U., A. Peter, A. Frutiger, M. Hütte, P. Liechti, and U. Sieber, 2000. Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422: 477–487.
- Burkhardt-Holm P., A. Peter, and H. Segner, 2002. Decline of fish catch in Switzerland – project Fishnet: a balance between analysis and synthesis. *Aquatic Sciences* 64: 36–54.
- Burkhardt-Holm P., H. Schmidt, and W. Meier, 1998. Heat shock protein (hsp70) in brown trout epidermis after sudden temperature rise. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*: 35–41.
- Burton G.A. and R.E. Pitt, 2002. Stormwater effects Handbook. A toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers, CRC Press edition. Lewis Publishers.
- Davoli F., Pasteris G., Schweizer J., Consuegra D., Cordonnier A., 2003. Impact pollutif global des eaux de ruissellement de certaines zones industrielles de Genève sur leur milieu récepteur et conséquences sur les modes de dépollution. Rapport de campagne de la zone industrielle de Plan-les-Ouates. EPFL Lausanne, DIAE Genève, pp. 136.
- Eichenberger E., 1977. Die Entwicklung von Biozönosen in Modellfließgewässern bei verschiedenen Abwasserbelastungen und die Auswirkung der Beweidung durch herbivore Insektenlarven. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 9: 31–46.
- EIFAC: European Inland Fisheries Advisory Commission 1964. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on Finely Divided Solids and Inland Fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 21 pp.
- Fankhauser, R., Kreikenbaum, S., Rossi, L. und Rauch, W. 2004. REBEKA II – Software zur Unterstützung der Massnahmenplanung. Gas-Wasser-Abwasser, Nr.11:817–822. Titre français: «REBEKA II – Un logiciel pour l'aide à la planification de mesures de protection par temps de pluie», disponible sur le site <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Fischnetz 2004. Rapport final du projet «Réseau suisse poissons en diminution»: Sur la trace du déclin piscicole. 198 pp + CD, EAWAG Dübendorf, www.fischnetz.ch.
- Frutiger A. und S. Gammeter, 1992. Biologische Aspekte des Gewässerschutzes in urbanisierten Gebieten. *GAIA* 1: 214–225.
- Frutiger A., 1997. Ökologie natürlicher Gewässer – Teil Fließgewässer, Skript zur Vorlesung 84–725, ETH Zürich.
- Frutiger A., U. Engler, S. Gammeter, R. Lüdi, W. Meier, K. Suter und R. Walser, 2000. Zustandsbericht Gewässer (Teil Gewässerschutz): Empfehlungen zur Bearbeitung (Bericht der GEP-Arbeitsgruppe). VSA, Zürich.
- FWR, 1998. Urban Pollution Management Manual. CD-Rom, Foundation for Water Research, Marlow.
- Gammeter S., 1996. Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten-Zönose kleiner Fließgewässer. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- Gammeter S., and A. Frutiger, 1989. Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flusssohle. *Gas-Wasser-Abwasser* 69: 703–713.
- Güde H., Eckenfels S., Palmer A., Fitz S., Pietruske J., Mc Taggart K., Haibel B. und Setzer T., 2001. Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für die Belastung mit Fäkalienkeime im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Langenargen.
- Halm T., Regelmann R., Lumpp M., Tongianidou D., Batzenhart K., 1996. Virologie. In: Hötze H. und Reichert B. (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser, Forschungsbericht der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Weinheim.
- House M.A., Ellis J.B., Herricks E.E., Hvitved-Jacobsen T., Seager J., Lijklema L., Aalderink H., and Clifford T.I., 1993. Urban drainage – impacts on receiving water quality. *Water Science and Technology* 27: 117–158.
- Hürlimann J. und Niederhauser P., 2001. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend), BUWAL, Bern.
- Hvitved-Jacobsen T., 1985. Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. Dansk Ingeniørforening, Spildevandskomiteen, Aalborg.
- Institut Forel, 1996. Assainissement de la baie de Vidy: Qualité des sédiments, impact de la station d'épuration. Genève, Université de Genève, Institut Forel: 42.
- Kaenel B.R., 1998. Effects of Aquatic Plant Removal on Lotic Ecosystems. Ph.D.-Thesis. ETH, Zürich.
- Kreikenbaum, S., Rauch W., Krejci V. und Fankhauser R. 2004a. Unsicherheiten in der Planung. *GWA* 8: 587–594. Traduction française: «Prise en compte des incertitudes lors de la planification de mesures de protection» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Kreikenbaum S., Güde H., Krejci V. und Rossi L., 2004b. Hygienische Probleme bei Regenwetter; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», *GWA* Nr.11/2004: 807–815. Traduction française «Problèmes hygiéniques par temps de pluie» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Krejci V., Rossi L., Kreikenbaum S. und Fankhauser R., 2004a. Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Einführung in das Projekt «STORM». *GWA* Nr. 6/2004: 419–422. Traduction française «Introduction au projet STORM» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Krejci V. und Kreikenbaum S., 2004b. Konzepte des Gewässerschutzes; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», *GWA* Nr. 6/2004: 423–430. Traduction française «Concepts de protection des eaux par temps de pluie» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Krejci V. und Gujer W., 1984. Die Belastung der Gewässer während Regen am Beispiel der Region Glattal (Schweiz).

- Krejci V., Boller M. und Rossi L., 2004c. Massnahmen bei der Regenwasserentsorgung; in: Projekt «STORM: Abwasser-einleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr. 11/2004: 823–832. Traduction française «Solutions techniques pour l'assainissement pluvial» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Krejci V., Kreikenbaum S., Fankhauser R. 2004d. Akute Ammoniak- und hydraulische Beeinträchtigungen. GWA 9: 671–679. Traduction française «Impacts aigus liés à l'ammoniac et au stress hydraulique» disponible sur le site: <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Krejci V., Fankhauser R., Gammeter S., Grottker M., Harmuth B., Merz P. und Schilling W., 1994. Integrierte Siedlungsentswässerung – Fallstudie Fehraltorf. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, EAWAG, Dübendorf.
- Krejci V., Suter K., Schmid H. und Hoehn E. 2004e. Fallstudie Möhlental. GWA 11: 833–843. Titre français: «Projet STORM: Etude de cas «Möhlinbach», disponible sur le site <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Kummert R. und Stumm W., 1989. Gewässer als Ökosysteme: Grundlagen des Gewässerschutzes. Verlag der Fachvereine, Zürich.
- Liechti P., Sieber U., von Blücher U., Willi H.P., Bundi U., Frutiger A., Hütte M., Peter A., Göldi C., Kupper U., Meier W. und Niederhauser P., 1998a. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Modul-Stufen-Konzept. Vollzug Umwelt: Mitteilungen zum Gewässerschutz 26: 41 Seiten.
- Liechti P., Sieber U., von Blücher U., Willi H.P., Bundi U., Frutiger A., Hütte M., Peter A., Göldi C., Kupper U., Meier W. und Niederhauser P., 1998b. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Vollzug Umwelt: Mitteilungen zum Gewässerschutz 27: 49 Seiten.
- Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) 1991. Etat au 21 décembre 1999 (RS 814.20)
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 20–31.
- Marsalek J., Rochfort Q., Mayer T., Servos M., Dutka B., and Brownlee B., 1999. Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations. Urban Water 1: 91–103.
- Matthaei C.D., Uehlinger U., and Frutiger A., 1997. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater Biology 37: 61–77.
- Merz P. und Gujer W., 1997. Fließgewässer und die Einwirkungen der Siedlungsentswässerung: Problemanalyse und Folgerungen für die Untersuchung der Vorflutgewässer und technischen Entwässerungssysteme. Gas-Wasser-Abwasser 77: 181–192.
- Newcombe C.P., Jensen J.O.T 1996. Channel suspended sediment and Fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. North American Journal of Fisheries and Management 16: 693–727.
- Nolan D.T., Haddingh R.H., Spanings F.A.T., Jenner H.A., and Wendelaar Bonga S.E., 2000. Acute temperature elevation in tap and Rhine Water affects skin and gill epithelia, hydro-mineral balance, and Na⁺/K⁺-ATPase activity in brown trout (*Salmo trutta*) smolts. Can. J. Aquat. Sci. 57: 708–718.
- Office fédéral de la santé publique, Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage, Association des chimistes cantonaux de Suisse, Association des médecins cantonaux de Suisse 1990. Recommandations pour l'évaluation de la qualité hygiénique des eaux de baignade de lacs et de rivières. 29 pp.
- OFPE 1977. Recommandations pour la conception et les dimensions des déversoirs de crue et bassins de décharge des eaux pluviales. Office fédéral de la protection de l'environnement, 13 pp, Berne.
- Ordonnance sur la protection des eaux 1998. Etat au 6 mars 2001 (RS 814.201).
- Rauch W., Krejci V. und Gujer W., 2000. REBEKA – ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fließgewässer durch Abwasserleitungen aus der Siedlungsentswässerung bei Regenwetter. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 16. EAWAG, Dübendorf-Zürich.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., and Vanrolleghem P., 2001. River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. Water Science and Technology 43: 11–30.
- Rossi L., 1998. Qualité des eaux de ruissellement urbaines. Thèse no. 1789, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Rossi, L. Krejci V. und Kreikenbaum S. 2004a. Anforderungen an die Abwasserleitungen; in: Projekt «STORM» Abwasser-einleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter, Gas-Wasser-Abwasser, Nr. 6/2004: 431–438. Titre français: «Exigences légales en matière d'assainissement par temps de pluie», disponible sur le site <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Rossi L., Gujer W., Kreikenbaum S. und Fankhauser R., 2004b. Modélisation des matières en suspension (MES) dans les rejets urbains en temps de pluie; in: Projekt «STORM: Abwasser-einleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA, Nr.10/2004: 753–761.
- Rossi, L. und Hari, R. 2004c. Temperaturveränderungen im Gewässer bei Regenwetter; in: Projekt «STORM» Abwasser-einleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter, Gas-Wasser-Abwasser, Nr.11:795–805. Titre français: «Influence des rejets urbains par temps de pluie sur la température des cours d'eau», disponible sur le site <http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa>.
- Rossi L., de Alencastro L.F., Kupper T., Tarradellas J., 2004d. Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. The Science of the Total Environment. 322: 179–189.
- Schmidt H., Posthaus H., Busato A., Wahli T., Meier W., and Burkhardt-Holm P., 1998. Transient increase in chloride cell number and heat shock protein expression (hsp70) in brown trout (*Salmo trutta fario*) exposed to a sudden temperature elevation. Biol. Chem. 379: 1227–1233.
- Whitelaw K. and de Solbé J.F., 1989. River catchment management: an approach to the derivation of quality standards for farm pollution and storm sewage discharges. Water Science and Technology 21: 1065–1076.
- Wuhrer C., 1995. Die fäkale Belastung der Schussen und ihr Einfluss auf den mündungsnahen Flachwasserbereich im Bodensee. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität, München.