

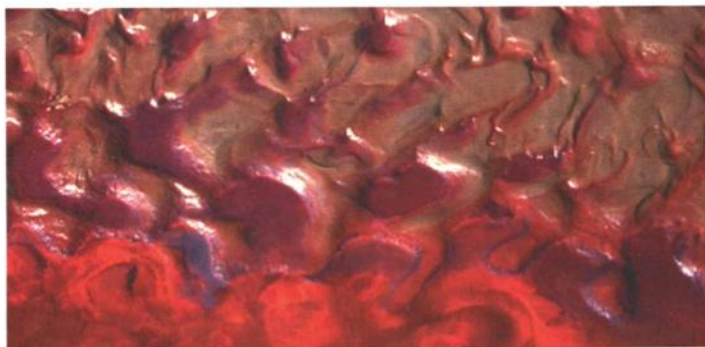
ETUDES

*gestion des milieux
aquatiques*

17

Qualité et gestion
des sédiments d'eau douce
Éléments physico-chimiques et biologiques

Coordonnateur : Bernard Montuelle



Cemagref
EDITIONS

Qualité et gestion
des sédiments d'eau douce
Éléments physico-chimiques et biologiques

Coordonnateur :
Bernard Montuelle

Cemagref
Groupement de Lyon
Unité de recherche – *Qualité des eaux et prévention des pollutions*
3 bis, quai Chauveau
CP 220
69336 Lyon cedex 09
Tél. 04 72 20 87 87 – Fax 04 78 47 78 75

Photo de couverture :

Oxydes métalliques en surface de sédiment (Bernard Montuelle, Cemagref, groupement de Lyon).

Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Éléments physico-chimiques et biologiques.

Coordonnateur : Bernard Montuelle – © Cemagref Éditions 2003 – 1^{re} édition – ISBN 2-85362-607-5 – ISSN 1272-4661 – Dépôt légal : 1^{er} trimestre 2003 – Collection *Études* du Cemagref, série *Gestion des milieux aquatiques*, n°17, dirigée par Gérard Sachon, chef du département – Impression et façonnage : Ateliers Cemagref – Vente par correspondance : Publi-Trans, ZI Marinière 2, 91080 Bondoufle – Diffusion aux libraires : TEC et Doc, 14, rue de Provigny, 94236 Cachan cedex, tél. 01 47 40 67 00 – Prix : 38 € TTC.

Le Cemagref, institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, est un établissement public sous la tutelle des ministères chargés de la Recherche et de l'Agriculture.

Ses équipes conçoivent des méthodes et des outils pour l'action publique en faveur de l'agriculture et de l'environnement. Leur maîtrise des sciences et techniques de l'ingénieur contribue à la mutation des activités liées à l'agriculture, à l'agroalimentaire et à l'environnement.

La recherche du Cemagref concerne les **eaux continentales**, ainsi que les **milieux terrestres** et plus particulièrement leur occupation par l'**agriculture** et la **forêt**. Elle a pour objectif d'élaborer des méthodes et des outils d'une part de **gestion intégrée** des milieux, d'autre part de conception et d'exploitation **d'équipements**.

Les équipes, qui rassemblent un millier de personnes réparties sur le territoire national, sont organisées en **quatre départements scientifiques** :

- Gestion des milieux aquatiques
- Équipements pour l'eau et l'environnement
- Gestion des territoires
- Génie des équipements agricoles et des procédés alimentaires

Les recherches du département *Gestion des milieux aquatiques* s'orientent vers :

- le développement de méthodes et de recommandations pour une gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques continentaux;
- la proposition de méthodes permettant de fixer les contraintes imposées aux rejets et aux activités en fonction des potentialités des milieux récepteurs et d'optimiser les performances des procédés d'épuration des eaux ;
- l'élaboration de méthodes et de procédés pour une gestion équilibrée des ressources vivantes aquatiques exploitées.

Résumé

Les travaux réalisés au sein des équipes de recherche du Cemagref relèvent de différents domaines disciplinaires : physique, chimie, biologie, ... avec comme finalité ultime de contribuer, directement ou indirectement, à l'élaboration de meilleures règles de gestion des hydrosystèmes. Cet ouvrage rassemble des contributions qui traitent successivement des différents rôles ou fonctions associés aux sédiments.

Les transferts de sédiment en rivière dépendent de l'hydraulique particulière de chaque hydrosystème et de la granulométrie des sédiments. La prévision de la mobilité des sédiments et des flux particuliers générés au sein des bassins versants sont des éléments de gestion de milieux aquatiques (Paquier *et al.*, p. 11-31).

Les processus microbiens, particulièrement actifs et diversifiés en sédiment, sont un des principaux moteurs de l'évolution des sédiments. Le cycle de l'azote illustre ici ces mécanismes à la fois sous un angle méthodologique de mesure *in situ* et en tant que modèle d'étude de perturbations anthropiques (Teissier et Torre, p. 33-69 ; Féray *et al.*, p. 71-103).

À l'interface de la chimie et de la microbiologie, le potentiel d'oxydoréduction est un intégrant de très nombreux paramètres. À la fois cause et conséquence, sa signification écologique est complexe, son utilisation *in situ* parfois délicate, en lien avec la variabilité longitudinale et verticale des processus chimiques et microbiens qui contrôlent le potentiel d'oxydoréduction (Pidello, p. 105-133 ; Percherancier et Montuelle, p. 135-149).

Présents fréquemment dans les milieux anthropisés, les micropolluants métalliques ou organiques développent des associations chimiques avec de nombreux composés (ligands organiques et minéraux) présents dans les phases dissoutes et particulières des sédiments. Ces associations modulent de façon parfois importante la biodisponibilité des contaminants, en modifiant leur partition et leur spéciation chimique et peuvent modifier l'exposition des organismes aux contaminants. Ces changements expliquent les difficultés à relier de façon précise une concentration à un effet biologique (Roulier et Percherancier, p. 151-192 ; Gouy et Roulier, p. 193-222).

La caractérisation de ces effets biologiques peut être abordée par des moyens différents, par le biais des expérimentations de laboratoires ou bioessais sur des invertébrés représentatifs du sédiment (comme par exemple les chironomes [insectes diptères] ou les Hyalleles [macrocrustacés]). De telles méthodes permettent de mesurer la toxicité du sédiment total ou de l'eau interstitielle. L'utilisation de ces bioessais est complémentaire aux approches de terrain qui, privilégiant la caractérisation des communautés en place, informent sur l'état du sédiment en place, mais ne permettent pas d'identifier la part de responsabilité d'un contaminant au sein d'un mélange ou d'identifier les mécanismes de toxicité des contaminants au sein du sédiments. Il ne permettent pas non plus de proposer une évaluation *a priori* des dangers de ces sédiments (Lafont *et al.*, p. 259-290 ; Bonnet et Garric, p. 223-258).

Enfin, l'ensemble des connaissances acquises tant au niveau de la dynamique chimique des contaminants que des mesures d'effets biologiques trouvent une organisation collective dans les approches d'évaluation de risques et dans l'élaboration de critères de qualité pertinents (Babut et Alzieu, p. 291-332).

Abstract

Physicochemical and biological aspects on the dynamics of freshwater sediment

The works realized in the laboratories of Cemagref take part in the overhang of knowledges related to freshwater sediments in several disciplinary domains: physics, chemistry, biology,... The final goal is to contribute directly or indirectly to the development of scientifically funded and well adapted management regulations. This book collects contributions which successively treat the different roles or functions that are associated with the sediment.

The transfert of sediment in rivers depends on the specific hydraulics of each hydrosystem and of the granulometry of the particles. Prediction of the sediment mobility and of the particles' flux in an aquatic system is an important part of water management (Paquier *et al.*, p.11-31).

Microbial processes are very active and diverse in sediment and are one of the main driving force for sediment evolution. The nitrogen cycle enlightes these mechanisms on a methodological point of view (in situ measurement) and as a biological model for studying anthropic disturbances (Teissier & Torre, p.33-69 ; Féray *et al.*, p.71-103).

At the interface between chemistry and microbiology, the oxidation-reduction potential is a key parameter that integrates many physicochemical and biological processes. At the same time having a cause and an effect, its ecological meaning could be subtle and its use as a management parameter is sometimes tricky because of the longitudinal and vertical variability of the chemical and microbial processes that control the oxidation-reduction potential (Pidello, p.105-133 ; Percherancier & Montuelle, p.135-149).

Often found in anthropogene sediments, are metallic and organic micropollutants often developing chemical associations with several compounds (organic and mineral ligands) whether in the dissolved phase or on the particles. These associations could strongly modulate the bioavailability of micropollutants by modifying their partition and their chemical speciation. As a result, exposure of aquatic organisms to the contaminants is changing and this could explain the uncertainty of linking a biological effect to a pollutant concentration (Roulier & Percherancier, p.151-192 ; Gouy & Roulier, p.193-222)

The characterization of biological effects could be studied by different ways. At the laboratory level, bioassays could be carried out with invertebrates such as chironoms (*Chironomus riparius*, for instance) or hyallels (*Hyallela azteca*). Such investigation methods are capable of measuring the toxicity of bulk sediment or of pore water. Using these bioassays is complementary to field approaches which favour the characterization of in-place communities, inform on the real status of the sediment (the « weight of evidence») but which 1/ do not allow the identification of the contribution of a specific pollutant to the overall toxicity of a mixture and 2/ do not allow the identification of the mechanisms of toxicity in the sediment. At the moment, field approaches do not allow an a priori prediction of the sediment toxicity (Lafont *et al.*, p.259-290 ; Bonnet & Garric, p.223-258).

Finally, all these knowledges acquired at different study levels and especially those on pollutant dynamics and on measurements on biological effects find a global organization in the risk assessment approaches and in the proposal of relevant quality criteria for sediments (Babut & Alzieu, p.291-332).

Sommaire

Introduction	9
Chapitre I – Évaluation du transport de sédiments en rivière.....	11
Exemple d'application à l'Arc de Maurienne <i>A. Paquier, Ph. Ramez et P. Balayn</i>	
Chapitre II – Contribution des sédiments aux flux azotés en cours d'eau,	33
activités de nitrification et dénitrification : approches méthodologiques <i>S. Teissier et M. Torre</i>	
Chapitre III – Dynamique des communautés nitrifiantes en sédiment :	71
un modèle pour l'étude des perturbations en milieux aquatiques <i>C. Féray, B. Balandras et B. Montuelle</i>	
Chapitre IV – Signification écologique du potentiel redox	105
et de la capacité redox en sédiment d'eau douce <i>A. Pidello</i>	
Chapitre V – Mesure du potentiel d'oxydoréduction par mini-électrodes	135
application en sédiment de retenue <i>H. Percherancier et B. Montuelle</i>	
Chapitre VI – Comportement des métaux durant une remise	151
en suspension de sédiment et après redéposition <i>J.L. Roulier et H. Percherancier</i>	
Chapitre VII – Partage eau/sédiment des micropolluants	193
<i>V. Gouy et J.-L. Roulier</i>	
Chapitre VIII – Évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce	223
par des biotests de laboratoire <i>C. Bonnet et J Garric</i>	
Chapitre IX – La biosurveillance des sédiments dans les écosystèmes	259
d'eaux courantes basée sur la structure des peuplements d'oligochètes <i>M. Lafont, S. Bernoud et A. Rosso-Damet</i>	
Chapitre X – De la compréhension des phénomènes	291
à la gestion des problèmes : approches et stratégies d'élaboration et d'utilisation des critères de qualité <i>M. Babut et C. Alzieu</i>	

Introduction

Les sédiments sont une composante fondamentale des écosystèmes aquatiques et contribuent à leur diversité et à leur fonctionnement. Ils ont un rôle écologique complexe, car ils participent à la diversité physique, la diversité chimique et la diversité biologique des milieux aquatiques. Les dépôts sédimentaires résultent de phénomènes d'accumulation des particules en lien avec les conditions hydro-dynamiques (lac, réservoir). S'ils dépendent fondamentalement du fond géochimique local et de la nature du bassin versant, ils sont fortement tributaires dans leur composition de deux types d'apports :

- des apports d'origine « naturelle » allochtones (matières organique et nutriments issus des bassins versants) ou autochtones (matières organiques algales) ;
- des apports liés aux activités humaines : carbone, azote, phosphore, ou micropolluants métalliques ou organiques.

Les multiples transformations physiques, chimiques ou biologiques (en particulier microbiologiques), contribuent fortement à l'évolution spatiale et temporelle de la qualité des sédiments.

Pour tous les composés adsorbés sur les particules, colloïdaux ou hydrophobes, les sédiments ont un rôle de puits et peuvent stocker des quantités importantes de contaminants. Ils peuvent également être une source de contamination vis-à-vis du milieu aquatique, soit par diffusion dans le cas d'un sédiment en place ou par une solubilisation plus intense lors d'épisodes de remise en suspension ou plus simplement de bioturbation liée à l'activité d'organismes fouisseurs.

Cette capacité de puit ou source pourra varier avec le temps, dans la mesure où à la suite de la diagénèse précoce des sédiments, la plupart des réactions de transformation des sédiments peuvent perdurer plusieurs dizaines d'années.

La pratique d'une gestion des milieux aquatiques, au sens patrimonial du terme, nécessite donc de comprendre le fonctionnement et le rôle de l'écosystème sédiment vis-à-vis de la qualité chimique des milieux aquatiques, vis-à-vis des organismes (bactéries, invertébrés, macrophytes, poissons,...), mais également son rôle de transport et de redistribution des polluants dans les hydrosystèmes. À cet égard, les zones d'accumulation des sédiments fins (canaux, retenues, grands fleuves, lacs,...) ont une importance toute particulière.

Chapitre I

Évaluation du transport de sédiments en rivière Exemple d'application à l'Arc de Maurienne

André Paquier, Philippe Ramez, Pierre Balayn

*Unité de recherche Hydrologie hydraulique
Cemagref, groupement de Lyon
3 bis, quai Chauveau, CP 220 – 69336 Lyon cedex 09*

1. Les formes du transport de sédiments en rivière	12
2. Estimation du débit solide	13
2.1. Les différentes phases du transport solide en rivière.....	13
2.2. Relations donnant le débit solide.....	14
2.3. Estimation de la largeur active.....	15
2.4. Définition de la contrainte seuil de mise en mouvement	15
2.5. Application en régime transitoire.....	16
3. Échelle d'étude.....	17
4. Estimation des dépôts et des érosions.....	18
5. Exemple de l'Arc de Maurienne	20
5.1. Présentation du contexte.....	20
5.2. Modèles construits	22
5.2.1. Modèle topographique	22
5.2.2. Calcul des écoulements	22
5.2.3. Découpage en tronçons homogènes.....	23
5.2.4. Modèle à fond mobile.....	23
5.3 Utilisation des modèles	24
5.3.1. Stabilité du lit.....	24
5.3.2. Scénarios de gestion	25
6. Conclusion sur l'utilisation d'un modèle dans un contexte de gestion des sédiments.....	28
7. Références bibliographiques	29
8. Notations	30

Nous présentons ci-dessous quelques notions fondamentales concernant le transport de sédiments en rivière. Ces notions et les modèles simples qui en découlent nous ont servi à comprendre la dynamique du lit de l'Arc et à formuler des recommandations quant à sa future gestion.

1. Les formes du transport de sédiments en rivière

Le transport de sédiments dans le réseau hydrographique concerne toutes les classes de sédiments et tous les débits. Les crues dans les torrents à forte pente peuvent transporter des blocs dont la taille est de l'ordre du mètre. À l'opposé, les faibles débits d'une rivière de plaine ne véhiculeront que des particules très fines (argiles ou limons). Même en se limitant aux rivières (ce qui est notre propos dans ce qui suit) c'est-à-dire en excluant les torrents susceptibles de transporter de fortes concentrations de sédiments et des particules de grandes dimensions, différents modes de transport doivent être considérés (Graf et Altinakar, 2000).

Les plus grosses particules vont rouler, glisser, rebondir sur le fond de manière discontinue (phénomène de charriage) ; l'interaction avec les autres particules qu'elles soient fixes (lit de la rivière) ou mobiles joue de ce fait un grand rôle. Les plus fines particules, au contraire, restent le plus souvent au sein du liquide (phénomène de suspension) et, en moyenne, suivent le même chemin que les particules fluides.

Cependant, il est quelquefois plus opportun de distinguer le transport des matériaux du lit, qui regroupe l'ensemble des particules susceptibles de s'arrêter sur le fond, du transport en autosuspension (ou suspension intrinsèque) qui ne comprend que les particules restant toujours au sein de l'écoulement. L'énergie consommée par l'autosuspension est bien moindre ; ceci explique que, sauf cas particuliers, la concentration des particules en autosuspension n'est limitée que par la production sur le bassin versant (Ramez, 1995). En revanche, on parlera de capacité (maximale) de transport d'un écoulement pour les matériaux du lit, l'énergie consommée étant du même ordre de grandeur que l'énergie disponible au sein du fluide. Cette capacité va dépendre des conditions générales de l'écoulement.

2. Estimation du débit solide

Pour estimer le débit solide, on est souvent amené à distinguer les deux modes de transport des sédiments que sont le charriage et la suspension. Bien que la distinction ne soit pas évidente à effectuer à l'échelle du grain (Cheng et Chiew, 1999), celle-ci reste opératoire à l'échelle macroscopique.

2.1. Les différentes phases du transport solide en rivière

De ce fait, pour un site donné, on pourra considérer à débit croissant plusieurs phases successives décrites ci-dessous.

- 1) À partir du repos, on peut définir **une phase où le mouvement de sédiments n'est pas significatif**, quelques particules pouvant se déplacer de manière aléatoire et transitoire.
- 2) Ensuite se développe **une phase de charriage** où les particules roulent, glissent ou sautent tout en restant ou revenant rapidement près du fond. Au-delà d'un certain seuil de débit liquide, le substrat est suffisamment déstructuré pour qu'un courant quasi continu s'établisse.
- 3) Puis se rencontre **une phase partagée entre charriage et suspension**. Les deux phénomènes coexistent et peuvent être identifiés même si les particules en suspension ont une concentration près du fond bien plus forte qu'en surface. Ceci est reflété par le profil de concentrations type (souvent dénommé profil de Rouse) (Graf et Altinakar, 2000) :

$$\frac{C(z)}{C(z_0)} = \left(\frac{h-z}{z} \frac{z_0}{h-z_0} \right)^{\frac{\omega}{\xi u^*}} \quad (1)$$

avec h tirant d'eau, z distance verticale au fond, ω vitesse de chute des particules, ξ un paramètre souvent assimilé à la constante de Karman et proche de 0,4 et u^* la vitesse de frottement égale à $\sqrt{\tau/\rho}$ où τ est la contrainte au fond et ρ la masse volumique de l'eau. Ce profil fait intervenir une hauteur z_0 au-dessus des rugosités qu'on peut aussi interpréter comme hauteur de charriage (van Rijn, 1984).

- 4) Enfin, apparaît une phase de **transport intense** où l'on peut considérer que tous les sédiments sont en suspension. Le niveau du fond est alors mal défini, le déplacement impliquant des couches à très fortes concentrations en sédiments. Il est bien sûr alors extrêmement difficile d'estimer le débit solide à partir d'une formule faisant intervenir les variables hydrauliques, ces dernières (hauteur d'eau, vitesse, ...) ne pouvant elles-mêmes être définies avec précision. En revanche, cette estimation du débit solide est possible pour les phases 2 et 3 précédentes.

2.2. Relations donnant le débit solide

Le débit solide Q_s est le plus souvent assimilé au débit maximal de sédiments transportés ou capacité (maximale) de transport Q_s^* . Dans le cas du charriage seul, son estimation peut alors être effectuée à partir d'une des relations classiques telle que celle de Meyer-Peter and Müller (1948), que nous adapterons sous la forme suivante :

(2)

$$Q_s^* = \frac{8L_a\rho}{(\rho_s - \rho)} (\alpha\tau - \tau_c)^{3/2} \text{ avec } \tau = \rho g \frac{Q^2}{K^2 S^2 R^{1/3}}, \tau_c = \tau_c^* (\rho_s - \rho) g D_{50}, \tau_c^* = 0,047$$

où L_a est la largeur sur laquelle le transport solide est actif, ρ_s est la masse volumique du matériau solide, τ_c la contrainte critique, τ_c^* la contrainte critique adimensionnelle, D_{50} le diamètre médian des grains du matériau, Q le débit liquide, S la section mouillée, R le rayon hydraulique, K le coefficient de Strickler global intégrant toutes les pertes de charge linéaires et α un coefficient lié à la forme du fond permettant de passer de la contrainte au fond totale à la contrainte efficace pour le transport solide.

Cette formule a été calée pour des hauteurs d'eau de 1 cm à 1,2 m, pour une pente comprise entre 0,04 % et 2 % et pour un matériau de diamètre médian compris entre 0,4 mm et 3 cm.

Dans le cas du charriage avec suspension, la capacité maximale de transport peut être obtenue par d'autres formules, comme par exemple, la formule de Engelund et Hansen (1967) qui permet d'obtenir la capacité de transport totale.

Dans le cas du charriage seul, l'application de la formule (2) en rivière pose deux problèmes majeurs :

- 1) en granulométrie étendue, quelle contrainte seuil et quel diamètre utiliser ?
- 2) comment estimer la largeur active ou largeur du lit sur laquelle s'effectue le transport solide ?

2.3. Estimation de la largeur active

Les observations (Vukmirovic, 1998) montrent que, dans une première phase, le charriage s'effectue préférentiellement sur une largeur limitée, croissante avec le débit. Le fait de prendre une contrainte moyenne dans la section et une contrainte seuil correspondante n'est qu'une approximation cohérente avec la notion d'écoulement unidimensionnel qui conduit à considérer un phénomène « moyen » dans la section en travers perpendiculaire à la direction de l'écoulement. Cette approximation conduit donc à la notion de largeur active L_a , largeur habituellement inférieure à la largeur au miroir. Cette largeur dépend donc du débit considéré mais prend en compte de nombreux facteurs d'hétérogénéité : forme de la section, disposition des sédiments, etc., variant d'une section à l'autre. Pour simplifier, il est généralement utilisé une largeur active égale à la largeur du fond ou à la largeur au miroir (habituellement proches pour les débits considérés dans la phase de charriage). L'erreur apportée sera limitée aux phases de faible débit solide où déjà une forte incertitude existe du fait de l'estimation de la contrainte seuil.

2.4. Définition de la contrainte seuil de mise en mouvement

Il est d'abord nécessaire d'explicitier qu'en régime permanent à géométrie donnée, la notion de seuil de débit est équivalente à celle de seuil de vitesse moyenne ou de seuil de contrainte (au fond) moyenne. Pour cette dernière, il est toutefois nécessaire de remarquer que la contrainte qui s'exerce effectivement sur les sédiments est inférieure à la contrainte totale, la dissipation d'énergie s'effectuant aussi par d'autres phénomènes en particulier en présence de singularités dans la géométrie du fond (dunes, seuil/mouilles, etc.) ou des berges (méandres, épis, variations de largeur, etc.). Ceci est explicité dans la formule (2) par le coefficient α . Une valeur de ce coefficient [proposée par Meyer-Peter et Müller (1948) en même temps que (2)] est :

$$\alpha = \left(K / K' \right)^{3/2}$$

où K' correspond au seul frottement sur les grains (ou plus généralement sur le fond, frottement de peau) et peut être calculé, en fonction du diamètre des grains, par exemple, par :

$$K' = 21/D_{50}^{1/6} \text{ ou } K' = 26/D_{90}^{1/6}$$

Pour les rivières dont le substrat est essentiellement constitué de gravier, se forme progressivement, crue après crue, une couche de surface constituée d'un arrangement des sédiments les plus grossiers : c'est le phénomène de pavage. Cette couche résiste fortement à l'érosion, ce qui augmente la contrainte seuil. Formulé autrement, on pourra dire que le fond du lit résiste plutôt comme le D_{90} ou le D_{84} que comme le D_{50} même si, les processus physiques étant plus complexes, l'imbrication des sédiments ne se limite pas à un masquage des éléments fins par les plus gros. Si on conserve comme diamètre représentatif le D_{50} , ce qui semble plus pertinent pour le transport des sédiments après dépavage, cela revient à augmenter la contrainte seuil adimensionnelle τ_c^* qui passera de valeurs d'ordre 0,047 à 0,138 (Ramez, 1995). Dans le cas d'un pavage, on peut aussi remarquer que la notion de contrainte seuil de mise en mouvement est une simplification car le retour à l'absence de mouvement significatif se fera pour une contrainte bien plus basse que la contrainte de destruction du pavage. Il convient alors de distinguer la contrainte seuil de mise en mouvement de la contrainte seuil d'arrêt.

Pour une rivière à sable, le pavage est inexistant mais lors du transport, le fond se déforme créant des ondulations (rides, dunes,...) qui tendent encore à réduire la contrainte effective utilisée pour transporter les particules dans le sens de l'écoulement. Le coefficient de réduction α peut alors atteindre des valeurs inférieures à 0,5 (Yalin et Ferreira da Silva, 2001). Dans la pratique, la distinction entre rivières à sable et rivières à gravier n'est pas évidente, un grand nombre de rivières françaises pouvant être qualifiées de mixtes (Ramez, 1996), ce qui conduit à une étude détaillée du comportement selon les débits concernés.

2.5. Application en régime transitoire

Les formules telles que (2) donnent en fait la capacité de transport Q_s^* de l'écoulement en régime uniforme et pas le débit solide effectif Q_s . En régime non uniforme, les profils de vitesse et la turbulence étant modifiés, ce type de formule faisant intervenir la contrainte moyenne peut être remis en cause (Hérouin, 1998). En outre, si les conditions hydrauliques varient très rapidement (ondes de

rupture d'embâcle, par exemple) ou dans la zone à l'aval d'un tronçon où les sédiments ne sont pas mobilisables (barrage, zone pavée, etc.), il peut exister un écart entre capacité de transport et débit solide. Le calcul peut être mené en tenant compte d'une loi (3) dite de chargement (Daubert et Lebreton, 1967) qui fait intervenir une distance d'ajustement du débit solide à la capacité de transport ou distance de chargement X_{char} . Cette distance peut varier de quelques mètres à quelques centaines de mètres ; elle est plus grande dans le cas d'un transport avec suspension que pour du charriage seul.

$$\frac{\partial Q_s}{\partial x} = \frac{Q_s^* - Q_s}{X_{char}} \quad (3)$$

3. Échelle d'étude

Indépendamment des distinctions précédentes sur les modes de transport, on remarque que pour des débits inférieurs à un certain seuil, le lit ne semble pas affecté par le transport de sédiments : ni sa forme, ni sa composition ne changent. En revanche, au-delà de ce seuil, le transport de sédiments modifie la structure du lit : de telles périodes (en général des crues) seront dites morphogènes. Lorsqu'on s'intéresse à la dynamique du lit, on est donc amené à distinguer l'échelle de la crue (morphogène) et des échelles soit plus fines (processus de déstabilisation du lit par exemple) soit plus globales (l'évolution à terme de plusieurs dizaines d'années). En pratique, l'échelle la plus fine n'est pas utilisée quand l'objectif recherché est la gestion d'un bief de rivière. Chacune des deux autres échelles sera employée avec des buts différents.

Par exemple, pour étudier la réaction d'une rivière à un bouleversement d'origine anthropique, il est évident que la connaissance du nouvel état d'équilibre est primordiale. Ceci permet, en particulier, de définir une stratégie de gestion des sédiments qui évite le plus possible de devoir effectuer de manière répétée des actions correctrices coûteuses qui perturbent l'écosystème. L'entité de base est alors le tronçon de rivière, délimité par deux discontinuités hydrauliques ou sédimentaires. Ses caractéristiques (section, forme, pente, granulométrie) sont comparables en tout point et son comportement est homogène (stabilité ou tendance à l'exhaussement, à l'enfoncement, au basculement de pente, au changement de section, etc.). Le sens d'évolution probable est défini à partir d'une situation d'équilibre correspondant théoriquement à une égalité des flux sédimentaires entrant et sortant sur un grand nombre d'événements morphogènes (théorie du « régime »).

Cependant, cette information n'est souvent pas suffisante. Dans certains cas, il est également essentiel d'étudier les fluctuations du lit. En effet, une crue comporte généralement une phase d'érosion (montée et pointe de crue) suivie d'une phase de dépôt (décrue) durant lesquelles les variations du niveau du lit sont beaucoup plus importantes que ne le laisserait supposer la seule observation des situations avant et après la crue ; ainsi, en terrain sableux, on a pu observer une épaisseur d'érosion d'environ 10 mètres comblée en totalité à la décrue (Ramette et Roult, 1998). Par ailleurs, outre les cas extrêmes menaçant la stabilité des berges ou des ouvrages, la seule modification du substrat peut avoir des conséquences sur la faune aquatique. Il est donc parfois nécessaire de s'intéresser à l'événement pertinent pour la dynamique du lit qu'est la crue morphogène. Ceci conduit à une approche qu'on peut qualifier de locale et qui s'intéresse aux variations morphologiques à une échelle plus fine ; le tronçon est alors découpé en mailles du même ordre de grandeur que la largeur de la rivière. En dehors même de toute considération de stabilité numérique, la cohérence entre échelle spatiale et temporelle impose alors des pas de temps réduits, bien inférieurs à la durée de la crue. La variation morphologique est calculée par un bilan sédimentaire sur chaque maille afin de suivre l'évolution fine des structures du lit. Ceci permet donc d'obtenir la cote du fond et le débit solide en tout point du maillage. Cependant, la géométrie doit être décrite de façon détaillée et est requise une connaissance précise des conditions aux limites : hydrogrammes d'apports en eau et en sédiments à l'amont (ou latéralement) et niveau d'eau ou courbe de tarage à l'aval ; or, en particulier pour les sédiments, il est difficile d'obtenir des mesures fiables et continues. Par ailleurs, à chaque pas de temps l'écoulement liquide et la déformation solide interagissent ; on a donc un problème couplé qui cumule, voire amplifie, les erreurs. Cette méthode est, par conséquent, assez sensible aux perturbations ainsi qu'à la précision des conditions initiales, ce qui explique son manque de fiabilité pour les prévisions à long terme.

4. Estimation des dépôts et des érosions

Si on se place comme nous l'avons fait précédemment dans un écoulement unidimensionnel avec des matériaux du lit pour lequel on sait définir une capacité maximale de transport Q_s^* , on peut calculer le débit solide Q_s . Ce dernier est égal à Q_s^* sauf en cas d'ajustement transitoire (loi de chargement) ou en cas de manque de matériaux.