

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT,
DE LA LUTTE CONTRE
LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES,
DE LA FAUNE ET DES PARCS

Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique

7B. Décantation avec floculation lestée

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des eaux usées municipales (DEUM) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/reenseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec - 2023

Table des matières

Liste des tableaux	v
Liste des figures	vi
Remerciements	vii
Abréviations	viii
7B. Décantation avec floculation lestée	1
7B.1. Principes de fonctionnement	2
a) DFL avec agent lestant externe	3
b) Variante des boues activées avec floculation lestée	4
c) DFL avec recirculation de boues densifiées	5
7B.2. Conditions de conception	6
a) Débits et charges	6
b) Redondance	6
c) Température	7
d) Traitement préalable	7
7B.3. Critères de conception	7
a) Conditionnement chimique pour la coagulation et la floculation	7
a) Caractéristiques et dosage de l'agent lestant	8
b) Critères de mélange	12
c) Taux de charge hydraulique superficiel	13
d) Temps de rétention hydraulique	14
e) Temps de démarrage	15
g) Considérations hydrauliques	16
h) Critères spécifiques pour les boues activées avec floculation lestée	16
7B.4. Aménagement	16
a) Bloc lamellaire	17

b) Considérations pour l'hiver	17
c) Considérations pour l'abrasion	17
d) Équipements connexes	18
7B.5. Performances épuratoires	18
a) Rendements	18
b) Concentrations à l'effluent	19
7B.6. Exploitation	20
a) Considérations générales	20
b) Suivi et contrôle	20
c) Essais pilotes et en laboratoire	21
d) Appareil de récupération de l'agent lestant	21
e) Production de boues	21
f) Entretien	22
Résumé	23
Références bibliographiques	25

Liste des tableaux

Tableau 7B.1 – Exemples de dosages de coagulant et de floculant (polymère) pour différentes applications de DFL.....	9
Tableau 7B.2 – Gradient de vitesse recommandé pour la DFL avec ajout d'agent lestant externe	13
Tableau 7B.3 – TRH recommandés pour la DFL avec microsable	14
Tableau 7B.4 – TRH recommandés pour la DFL avec recirculation de boues densifiées	15
Tableau 7B.5 – Temps de démarrage nécessaires pour diverses conditions d'arrêt d'un système de DFL avec recirculation de boues densifiées	15
Tableau 7B.6 – Efficacités d'enlèvement typiques pour la DFL avec agent lestant externe	18
Tableau 7B.7 – Efficacités d'enlèvement typiques pour la DFL avec recirculation de boues densifiées ...	19

Liste des figures

Figure 7B.1 – DFL avec agent lestant externe : technologie Actiflo® (exemple avec microsable et hydrocyclone; adapté de Desjardins et collab., 2002)	3
Figure 7B.2 – DFL avec agent lestant externe : technologie CoMag® (exemple avec magnétite et tambour magnétique; image fournie par Evoqua Water Technologies).....	3
Figure 7B.3 – Boues activées avec floculation lestée : technologie BioMag® (adapté d'Evoqua, 2017b) ...	5
Figure 7B.4 – DFL avec recirculation de boues densifiées : technologie DensaDeg® (adapté du Memento degremont® de SUEZ, s. d.).....	6
Figure 7B.5 – Pourcentages typiques de débit recirculé et vidangé pour la CFL avec microsable	11
Figure 7B.6 – Pourcentages typiques de débit recirculé et vidangé pour la CFL avec magnétite	12

Remerciements

Équipe de rédaction du MELCCFP

Bernard Patry, ing., Ph. D. – DPEU

Héloïse Bastien, ing., M. Sc. A – DEUM

Bernard Lavallée, ing., Ph. D. – DEUM

Réviseurs

Paul Lessard, ing., Ph. D. – Université Laval

Alain Roy, ing., M. Ing. – MAMH

Abréviations

DBO	Demande biochimique en oxygène (mg O ₂ /l)
CFL	Clarification avec floculation lestée
DCO	Demande chimique en oxygène (mg O ₂ /l)
G	Gradient de vitesse (s ⁻¹)
K _{oe}	Coefficient de partage octanol-eau
MES	Matières en suspension (mg/l)
MSLM	Matières en suspension dans la liqueur mixte (mg/l)
MVES	Matières volatiles en suspension (mg/l)
nd	Non disponible
NTK	Azote total Kjeldahl (mg N/l)
o-PO ₄	Orthophosphates (mg P/l)
PACL	Chlorure de polyaluminium
PASS	Polyaluminium-silicate-sulfate
P _{tot}	Phosphore total (mg P/l)
Q	Débit
RBGS	Réacteur biologique à garnissage en suspension
s. d.	Sans date
s. o.	Sans objet
TCHS	Taux de charge hydraulique superficiel (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)
TRH	Temps de rétention hydraulique (min ou s)

7B. Décantation avec floculation lestée

La décantation avec floculation lestée (DFL) est un procédé de séparation solide-liquide qui implique un conditionnement chimique des particules et l'ajout d'un agent lestant permettant une sédimentation rapide de la matière particulaire. Cet ajout est l'élément principal qui distingue la DFL d'un traitement physicochimique classique. La DFL est généralement utilisée pour réduire les concentrations de matières en suspension (MES). Cette réduction est normalement associée à une diminution de la fraction particulaire de la demande biochimique en oxygène (DBO). En traitement secondaire et tertiaire, l'élimination de matière particulaire se traduit aussi par une baisse d'autres composants de la biomasse, comme l'azote et le phosphore (Canler et Perret, 2007). Dans certaines applications, l'ajout de coagulant permet en plus de réduire le phosphore soluble par la formation de précipités décantables. La DFL peut également être efficace pour l'enlèvement de plusieurs métaux et de différents composés organiques hydrophobes (Gasperi et collab., 2012).

La DFL est utilisée pour la production d'eau potable et pour le traitement d'eaux usées depuis plus de 30 ans (Desjardins et collab., 2002; USEPA, 2003). Différents types de lests sont employés pour améliorer les performances de séparation solide-liquide au sein des systèmes de DFL. Plusieurs technologies utilisent du microsable de silice, tandis que d'autres font usage de boues densifiées (>30 g de solides/l) ou de magnétite (Fe_3O_4 qui est ferromagnétique). Dans le domaine du traitement des eaux usées, la DFL avec du microsable a fait son apparition au début des années 1990 (Qasim et Zhu, 2018; USEPA, 2003). Dans le cas de la DFL à boues densifiées, la première installation américaine date du milieu des années 1980 (USEPA, 2003). L'application à pleine échelle de technologies de traitement des eaux usées utilisant la magnétite est plus récente; elle remonte à 2007 (Ellis et Cathcart, 2008).

Les applications de la DFL sont nombreuses en traitement des eaux usées. La littérature et les différents fournisseurs de technologies font mention des applications courantes suivantes (Canler et Perret, 2007; Dejean, 2016; Evoqua, 2017d; Hess et collab., 2004; Metcalf & Eddy - AECOM, 2014; Qasim et Zhu, 2018; USEPA, 2003; WEF & ASCE, 2018) :

- primaire avancé (assisté chimiquement);
- eaux de surverses ou débit excédentaire en période de pluie;
- retour de rétrolavages de filtres;
- retours liquides de la filière solide;
- après un traitement à biofilm (p. ex. : en aval d'un réacteur biologique à garnissage en suspension [RBGS]);
- tertiaire (polissage des MES et/ou enlèvement avancé de phosphore total [P_{tot}]);
- eaux de procédé industriel;
- eaux de ruissellement;
- prétraitement de procédés de séparation solide-liquide avancés, comme l'osmose inverse;
- recyclage ou réutilisation d'eau
- augmentation de la capacité de systèmes de type boues activées (voir la section 7B.1.b)).

La DFL est utilisée dans des installations traitant des débits très variés allant de quelques centaines à plusieurs millions de mètres cubes par jour (m^3/d) (USEPA, 2003). Elle convient donc aux stations de petite à très grande taille. Le présent chapitre est basé essentiellement sur des références portant sur des applications en traitement primaire, secondaire ou tertiaire.

Les avantages de la DFL énumérés dans la littérature (Crittenden et collab., 2012; Droste et Gehr, 2018; Imasuen et collab., 2004; Jiménez et Ramos, 1997; Metcalf & Eddy - AECOM, 2014; Qasim et Zhu, 2018; USEPA, 2003; WEF & ASCE, 2018; XCG Consultants Ltd., 2014) sont qu'elle :

- est compacte, ce qui se traduit par une faible emprise au sol (<10 % de celle d'un traitement primaire classique) et de possibles économies (coûts d'acquisition de terrain moindres);
- a le potentiel de produire un effluent avec des concentrations en MES <10 mg/l et en P_{tot} <0,1 mg/l;
- nécessite peu de temps au démarrage pour atteindre sa pleine efficacité;
- permet, grâce à l'amélioration des performances de décantation, de réduire la consommation de coagulant par rapport à un traitement physicochimique classique;
- peut être utilisée à diverses fins;
- permet, pour l'application présentée à la section 7B.1.b), d'augmenter la capacité d'un traitement par boues activées sans ajout de bassin supplémentaire.

Certains inconvénients peuvent cependant être associés à la DFL (Crittenden et collab., 2012; Droste et Gehr, 2018; Earth Tech, 2005; Ellis et Cathcart, 2008; Hanner et collab., 2004; USEPA, 2003). Ces derniers sont qu'elle :

- implique nécessairement l'ajout de produits chimiques (coagulant et floculant), ce qui se traduit en coûts d'exploitation additionnels;
- est peu efficace si les contaminants sont principalement solubles;
- demande plus de participation de la part des opérateurs et nécessite généralement une instrumentation et des contrôles plus complexes que les procédés classiques de décantation;
- implique l'usage d'un agent lestant qui (dans le cas du microsable de silice, par exemple) peut affecter négativement les pompes et d'autres équipements en aval. Des ajouts d'agent lestant sont également nécessaires pour combler les pertes (dans l'effluent et les boues);
- dépend largement d'équipements mécaniques;
- consomme plus d'énergie que certains procédés classiques;
- peut créer, en raison de son temps de rétention généralement très court, une détérioration rapide de la qualité de l'effluent lors des pointes de débit.

7B.1. Principes de fonctionnement

Toutes les technologies de DFL ont un point en commun : elles impliquent la combinaison d'un agent lestant avec les solides présents dans l'affluent ainsi qu'un conditionnement chimique pour générer des particules dont la densité est augmentée (voir les sections 7B.3.a) et a)). Ce principe de base fait en sorte que le temps nécessaire à la décantation est diminué. Par conséquent, des charges hydrauliques plus importantes peuvent être appliquées (voir la section 7B.3.c)), ce qui permet à la DFL d'être plus compacte que les procédés classiques de décantation (améliorée chimiquement ou non).

Les étapes qui ont généralement lieu dans un système de DFL sont :

1. le mélange rapide avec ajout de coagulant;
2. l'injection de l'agent lestant et du floculant;
3. la maturation des floccs;
4. la décantation dans une zone avec ou sans lamelles.

La phase de maturation des floccs est une étape cruciale du procédé, qui permet l'intégration de l'agent lestant au sein des floccs, ainsi que l'augmentation de leur taille. Ces deux processus ont pour effet d'accroître la vitesse de sédimentation des particules. Lors de l'étape de maturation, le gradient de vitesse (G), qualifiant le mélange, est d'une grande importance (voir la section 7B.3.b)). Un gradient trop élevé peut engendrer des bris de floccs, tandis qu'un gradient trop faible peut inhiber leur formation (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014). L'intensité de brassage à l'étape de maturation est typiquement plus faible que celle qui est appliquée à l'étape de coagulation (mélange rapide).

Les solides décantés dans la zone de décantation des systèmes de DFL sont pompés dans une ligne de recirculation pour réutiliser l'agent lestant. Si l'agent lestant est externe, un appareil est utilisé pour séparer des boues à vidanger (par exemple un hydrocyclone ou un tambour magnétique). Dans le cas où les boues densifiées constituent l'agent lestant, une portion de ces dernières est vidangée, tandis que le reste est directement retourné dans le système (Qasim et Zhu, 2018).

a) DFL avec agent lestant externe

Ce type de technologie inclut les systèmes de DFL faisant usage d'un agent lestant externe, comme du microsable ou de la magnétite. Des configurations typiques de DFL avec agent lestant externe sont schématisées dans les figures 7B.1 et 7B.2.

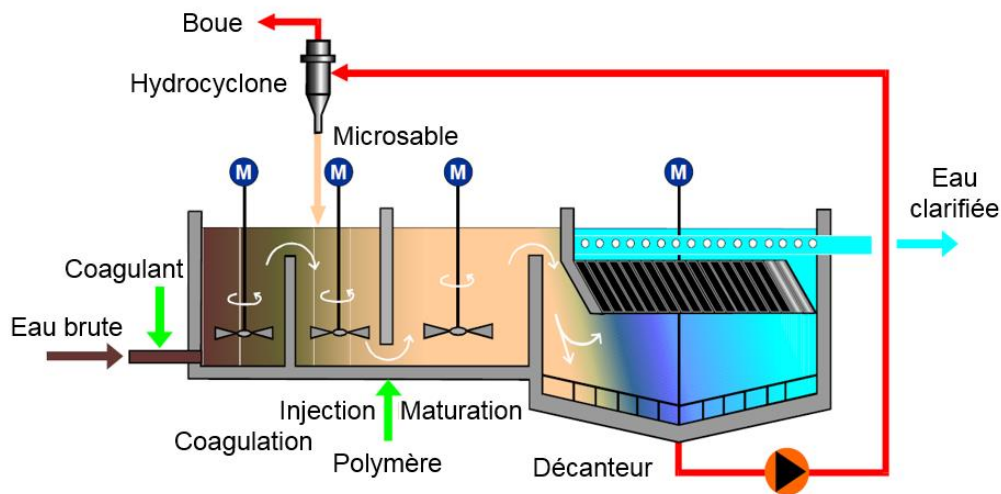


Figure 7B.1 – DFL avec agent lestant externe : technologie Actiflo® (exemple avec microsable et hydrocyclone; adapté de Desjardins et collab., 2002)

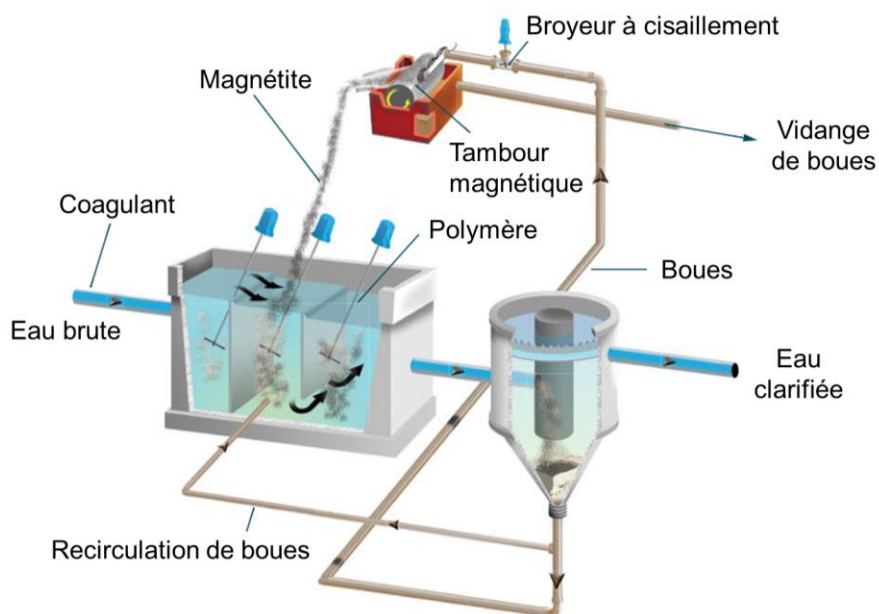


Figure 7B.2 – DFL avec agent lestant externe : technologie CoMag® (exemple avec magnétite et tambour magnétique; image fournie par Evoqua Water Technologies)

Les systèmes de DFL avec agent lesté externe incluent typiquement quatre compartiments, soit un pour chacune des étapes énumérées précédemment (Abraham et collab., 2000). Le nombre de divisions (bassins en série) pour réaliser ces fonctions peut varier d'un manufacturier à l'autre (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014). Par exemple, certaines configurations n'incluent qu'une zone pour l'injection de l'agent lesté et du floculant, et la maturation des floccs. Cette zone unique permet, selon le fournisseur de la technologie, de concevoir des systèmes davantage compacts, en plus de réduire la vitesse d'agitation, sans perte de performance (Levecq et collab., 2006).

L'injection d'un agent lesté externe favorise la génération de floccs sphériques qui ont un coefficient de traînée plus faible que celui des floccs chimiques non lestés (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014; Young et Edwards, 2003). Selon la loi de Stokes, la vitesse de sédimentation d'une particule est inversement proportionnelle à son coefficient de traînée.

Dans certains cas, une recirculation de boues lestées peut également être incluse dans les systèmes de DFL avec agent lesté externe (Evoqua, 2017d; Tozer, 2007).

Collecte des boues et récupération de l'agent lesté

La collecte des boues au sein des systèmes de DFL avec agent lesté externe se fait typiquement à la base du décanteur qui a une forme de trémie ou conique (USEPA, 2003). Une pompe est utilisée pour extraire les boues décantées. La récupération de l'agent lesté se trouvant dans les boues extraites est faite grâce à un appareil spécifiquement conçu en fonction de l'agent employé.

Dans le cas du micro-sable de silice, un hydrocyclone est typiquement utilisé (voir la Figure 7B.1). À l'intérieur de l'hydrocyclone, l'écoulement tangentiel génère une force centrifuge qui déplace les particules de micro-sable plus denses que la boue chimique vers la périphérie de l'appareil. La gravité entraîne le micro-sable vers le bas où il est récupéré pour être réinjecté dans le système (Droste et Gehr, 2018; Haegh et collab., 2010). Les particules moins denses sont quant à elles évacuées par le courant ascensionnel de l'hydrocyclone vers le traitement des boues ou en tête de traitement selon la configuration du procédé (voir la section 7B.6.e)). De meilleures performances de séparation sont observées lorsque le débit de recirculation est élevé, car une plus grande force centrifuge est générée.

Pour les systèmes avec de la magnétite, un tambour magnétique est typiquement utilisé (voir la Figure 7B.2). Ce type de système a été utilisé pendant plusieurs décennies dans l'industrie minière avant son application en traitement des eaux usées (Ellis et Cathcart, 2008). Des aimants permanents et stationnaires à l'intérieur du tambour permettent de capter la majeure partie de la magnétite et de la réinjecter dans le système (Evoqua, 2017d). Pour améliorer les performances de récupération, un mélangeur à haute vitesse (broyeur à cisaillement) peut être installé en amont du tambour magnétique dans le but de cisailier les floccs et de libérer la magnétite (Evoqua, 2017d). Les solides résiduels sont envoyés vers le traitement des boues ou en tête de traitement selon la configuration du procédé (voir la section 7B.6.e)).

b) Variante des boues activées avec floculation lestée

Le principe de la floculation lestée est proposé par certains fournisseurs pour augmenter la capacité de systèmes de type boues activées. L'ajout d'agent lesté au sein du réacteur biologique permet d'accroître significativement la vitesse de sédimentation dans le décanteur secondaire et, conséquemment, les charges hydraulique et particulaire appliquées. Ainsi, le système peut être exploité à des concentrations en matières en suspension dans la liqueur mixte (MSLM) plus élevées (WEF & ASCE, 2018). Cela permet d'augmenter la capacité de traitement globale du système (enlèvement de DBO et nitrification) sans en augmenter le volume (Pino-Jelcic et Whittier, 2019; Samovalov, 2016). Dans certaines configurations prévues pour l'enlèvement des nutriments, l'augmentation des concentrations en MSLM peut également permettre d'améliorer les performances d'enlèvement biologique d'azote total ou de phosphore (Ayaa, 2022).

Une technologie de boues activées avec floculation lestée utilisant de la magnétite est schématisée dans la Figure 7B.3. Comme illustré, la magnétite est premièrement mélangée à la liqueur mixte par une ligne

secondaire. Ensuite, le mélange est injecté directement dans le bioréacteur où le brassage se poursuit pour que l'agent lestant s'intègre entièrement aux floccs biologiques avant l'étape de décantation secondaire. Une portion des boues lestées décantées est pompée vers l'amont du bioréacteur, tandis que l'autre portion est vidangée. La magnétite se retrouvant dans les boues à vidanger est récupérée à l'aide d'un tambour magnétique précédé d'un mélangeur à haute vitesse pour ensuite être réintroduite dans la cuve de mélange. Les boues recirculées sont quant à elles en partie injectées dans le bioréacteur avec l'affluent et en partie envoyées vers la cuve de mélange avec la magnétite neuve ou récupérée.

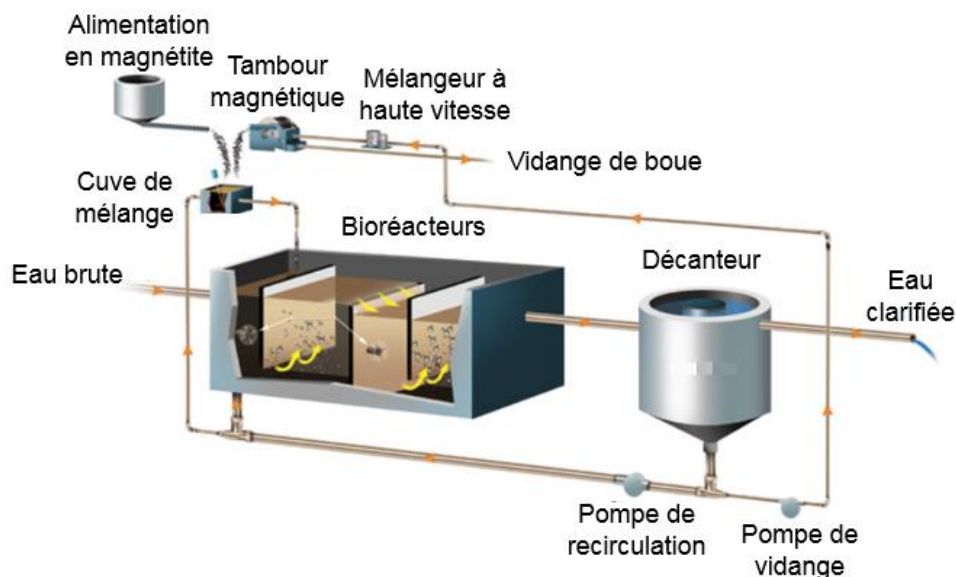


Figure 7B.3 – Boues activées avec floculation lestée : technologie BioMag® (adapté d'Evoqua, 2017b)

c) DFL avec recirculation de boues densifiées

Un autre type de DFL implique une recirculation de boues densifiées, soit des boues conditionnées chimiquement et épaissies au sein du même système (WEF & ASCE, 2018) pour atteindre des concentrations élevées en solides (>30 g/l) (SUEZ, s. d.). Dans ce cas, les boues densifiées et recirculées sont considérées comme l'agent lestant. Une configuration typique de DFL avec recirculation de boues densifiées est schématisée dans la Figure 7B.4.

Cette technologie ne requiert aucun équipement de séparation de l'agent lestant (Qasim et Zhu, 2018). Une fraction des boues décantées est directement réinjectée dans la zone de floculation. L'injection de polymère (floculant) avec les boues densifiées accélère le processus de floculation et assure la formation de floccs denses et homogènes (Metcalf & Eddy - AECOM, 2014). La zone de floculation est typiquement précédée d'une zone de coagulation à mélange rapide où est injecté un coagulant, et suivie d'une zone de transition où s'effectuent un écumage et un dégraissage. Une zone de décantation, incluant typiquement un bloc lamellaire, complète le système. Il est généralement considéré qu'aucune réaction biologique ne s'effectue au sein de ce type de système de séparation solide-liquide.

Les boues sont accumulées et épaissies à la base de la zone de décantation avant d'être pompées. Les boues décantées sont recyclées ou vidangées selon les besoins pour maintenir un inventaire de solides approprié dans le système (Abraham et collab., 2000) (voir la section 7B.3.a)). La portion des boues qui n'est pas réinjectée dans le système est déchargée périodiquement pour en disposer (Qasim et Zhu, 2018).

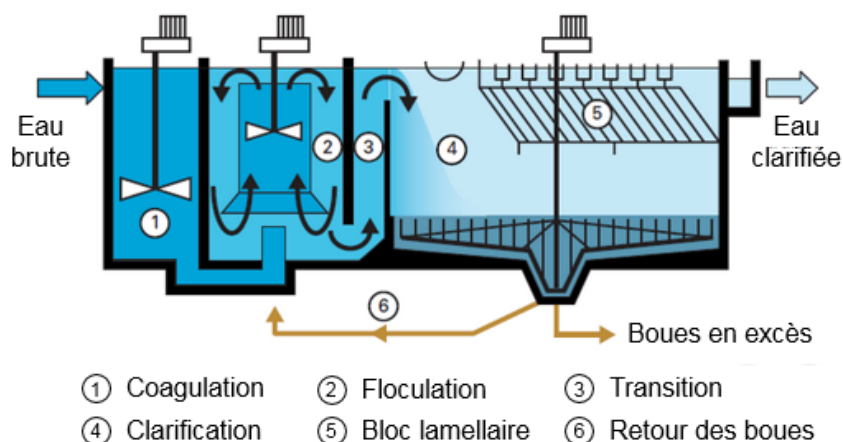


Figure 7B.4 – DFL avec recirculation de boues densifiées : technologie DensaDeg® (adapté du Memento degremont® de SUEZ, s. d.)

7B.2. Conditions de conception

a) Débits et charges

Les systèmes de DFL devraient être conçus en considérant le débit de pointe horaire (temps sec et nappe haute) et les charges maximales des contaminants visés (MES et phosphore, par exemple). Des vérifications devraient également être faites en conditions de débit moyen. Le débit moyen que le concepteur devrait retenir est le débit moyen de temps sec attendu pour la période sur laquelle les normes applicables sont établies. Bien que ces recommandations de conception soient à respecter pour assurer un dimensionnement sécuritaire des ouvrages, il est à noter que, dans plusieurs études, la DFL s'est avérée peu sensible aux variations de concentrations à l'affluent et aux pointes de charge hydraulique. La DFL est affectée davantage par l'ajustement du dosage des produits chimiques (coagulant et flocculant) et de l'agent lestant (Gasperi et collab., 2012).

Lorsqu'une DFL est installée en aval d'étangs aérés, le débit à considérer est celui qui correspond au 95^e percentile des débits journaliers observés au cours des cinq dernières années.

b) Redondance

Les systèmes de DFL incluent plusieurs équipements mécaniques et électriques (systèmes de dosages, mélangeurs, contrôleurs, pompes, etc.) qui peuvent, en cas de bris, causer des pertes d'efficacité de traitement. La redondance des équipements composant cette technologie devrait être évaluée dans tous les projets en considérant les risques environnementaux associés à divers événements, comme un bris, une maintenance ou une surcharge. Cette évaluation devrait faire partie d'une analyse de fiabilité globale pour la station de traitement des eaux usées. L'objectif est le respect des normes de rejet en vigueur en tout temps.

Une redondance complète d'équipements peut être d'intérêt dans certains cas. Par exemple, le fonctionnement adéquat du système de dosage de polymère (flocculant) a été qualifié de complexe à garantir et critique pour assurer la performance désirée d'un système de DFL utilisant de la magnétite en traitement tertiaire (Ellis et Cathcart, 2008). Dans cet exemple, une redondance complète a été jugée nécessaire pour respecter la norme de rejet en phosphore à l'effluent.

Dans le cas d'une DFL utilisée en aval d'étangs aérés, une redondance complète n'est pas requise si les étangs en amont offrent un volume d'accumulation suffisant pour pallier un arrêt temporaire du système et éviter toute dérivation.

c) Température

Comme dans tout procédé physicochimique, le processus de coagulation est influencé de manière significative par la température. En effet, une baisse de température peut notamment diminuer les cinétiques et modifier le pH optimal de coagulation. Il faut donc tenir compte des températures d'exploitation prévues lors du dimensionnement d'un système de DFL.

Toutefois, il est à noter que, peu importe la température d'exploitation, le rendement d'un système de DFL est influencé principalement par la fixation de l'agent lestant sur les particules coagulées, et non par la formation de floccs de grande taille. Bien que les coagulants préhydrolysés soient moins sensibles aux basses températures (<10 °C) et maximisent la formation de floccs de grande taille dans ces conditions, en DFL, l'usage d'un coagulant typique comme l'alun permet des rendements équivalents (Desjardins, 1999).

d) Traitement préalable

Un prétraitement est nécessaire pour toutes les technologies de DFL. Suivant les caractéristiques des eaux à traiter (par exemple, primaires ou secondaires), les exigences de traitement préalable, comme la taille optimale des ouvertures pour le dégrillage, devraient être validées avec le fournisseur d'équipements.

Dans le cas d'une application en traitement primaire avec microsable de silice, un dégrillage fin à moyen (ouvertures ≤ 10 mm) est nécessaire en amont pour éviter le colmatage des lamelles ou de l'hydrocyclone (WEF & ASCE, 2018). Selon l'application, un dessablage ainsi qu'un déshuilage-dégraissage peuvent également être nécessaires pour compléter le prétraitement.

Dans le cas de la DFL avec magnétite, un dégrillage et un dessablage sont recommandés, mais des ouvertures plus grandes (jusqu'à 19 mm) peuvent être utilisées pour le dégrillage en l'absence de lamelles dans la zone de décantation. Aucune étape préalable de déshuilage-dégraissage n'est nécessaire si les concentrations en huiles et graisses sont dans la plage typique des eaux usées d'origine domestique.

Dans le cas des systèmes de DFL avec recirculation de boues denses, un dégrillage fin à moyen (ouvertures ≤ 10 mm) est recommandé pour éviter le colmatage des lamelles (WEF & ASCE, 2018). Les besoins en dégrillage peuvent toutefois être moins contraignants étant donné l'absence d'appareil de récupération d'agent lestant externe où il y a un risque de colmatage (Frank et Smith, 2006; Marrs et collab., 2017).

7B.3. Critères de conception

Les sections qui suivent présentent, à titre de référence, des critères de conception généraux ou tirés de cas d'étude. Suivant les caractéristiques des eaux à traiter (par exemple, primaires ou secondaires), il est toutefois recommandé de consulter les fabricants afin d'obtenir des recommandations et des critères de conception adaptés aux particularités du projet. En tenant compte de ces particularités, les performances des systèmes de DFL peuvent normalement être garanties par les fabricants (Qasim et Zhu, 2018).

a) Conditionnement chimique pour la coagulation et la floculation

Le dosage de produits chimiques pour la coagulation et la floculation est nécessaire dans tous les systèmes de DFL. Les agents chimiques favorisent l'incorporation de l'agent lestant dans les floccs et la floculation des matières colloïdales (Droste et Gehr, 2018). L'ajout de coagulant et de floculant est crucial pour maintenir les performances désirées avec les TRH très courts qui caractérisent généralement les systèmes de DFL (Jolis et Ahmad, 2004).

Le coagulant, typiquement un sel métallique (d'aluminium ou de fer), est utilisé pour déstabiliser les particules (réduction des forces répulsives) et pour la précipitation du phosphore soluble (Canler et Perret, 2007). Le floculant, typiquement un polymère à haut poids moléculaire, agit quant à lui comme un enrobage pour l'agent lestant. Il constitue un médium pour la liaison des floccs coagulés à l'agent lestant, améliore la cinétique d'agrégation des floccs et augmente leur résistance au cisaillement. Cette dernière caractéristique est particulièrement importante vu les intensités de mélange élevées qui doivent être appliquées pour assurer le maintien en suspension de l'agent lestant (Lapointe, 2018).

La séquence d'injection des produits chimiques au sein des systèmes de DFL est très importante. Le coagulant est toujours dosé en premier. La réaction de coagulation s'effectue dans des conditions de mélange rapide. Par la suite, le polymère et l'agent lestant sont ajoutés, généralement dans le même bassin. Les doses optimales des produits chimiques varient en fonction des applications et des caractéristiques des eaux à traiter. Elles dépendent également de l'emplacement de la DFL dans la filière, des concentrations en phosphore, en matières colloïdales et en matières décantables à traiter, ainsi que de l'abattement escompté. Par exemple, des doses croissantes de polymère sont typiquement nécessaires pour traiter des concentrations croissantes de matières particulaires (Canler et Perret, 2007). Des exemples de dosages de coagulant et de floculant pour différentes applications de DFL sont présentés dans le Tableau 7B.1.

Il est à noter que les doses de coagulant à prévoir pour l'enlèvement du phosphore devraient être déterminées en considérant les recommandations présentées dans le chapitre 8 du présent guide. De plus, en traitement primaire, il est essentiel de maintenir un résiduel d'orthophosphates pour éviter d'inhiber l'activité biologique qui s'opère typiquement au sein du traitement secondaire. Un apport de coagulant qui provoque un enlèvement trop élevé de phosphore pourrait causer un déséquilibre nutritionnel. Un surdosage de coagulant pourrait également causer une acidification de l'effluent (surtout si l'alcalinité de l'eau à traiter est faible) et une augmentation de sa conductivité électrique (Canler et Perret, 2007). Il peut être nécessaire d'ajuster le pH de coagulation pour maintenir des performances maximales d'enlèvement du phosphore (Kruger, 2005).

a) Caractéristiques et dosage de l'agent lestant

Agent lestant externe

Les performances de la DFL sont intimement liées aux caractéristiques de l'agent lestant. Les agents lestants externes utilisés pour la DFL sont typiquement inertes, c'est-à-dire qu'ils n'ont pas d'effet sur les caractéristiques chimiques de l'effluent. Ils sont également réutilisables.

Le choix final d'un agent lestant externe devrait tenir compte entre autres des coûts en énergie pour maintenir les particules en suspension (voir la section 7B.3.b)) et de l'effet abrasif du matériel lestant sur les équipements de recirculation (Lapointe et collab., 2017).

Microsable

Pour ce qui est de la taille des particules, dans le cas du microsable de silice, elle peut varier entre 20 et 200 μm (Davis, 2010). Sa densité spécifique est généralement autour de 2,6, ce qui permet d'obtenir des vitesses de sédimentation élevées (Lapointe et collab., 2017; Metcalf & Eddy - AECOM, 2014).

Tableau 7B.1 – Exemples de dosages de coagulant et de floculant (polymère) pour différentes applications de DFL

Type de DFL	Application	Coagulant (mg/l) ^a	Polymère (mg/l)	Référence
Avec microsable ou avec recirculation de boues densifiées	Traitement primaire	30-50 (FeCl ₃ pur)	0,5-1,5 (anionique)	Canler et Perret (2007)
	Traitement tertiaire	10-90 (FeCl ₃ pur)	0,5-1,5 (anionique)	
Avec microsable	Traitement des eaux usées : général	40-150	0,5-1,25	Qasim et Zhu (2018)
	Traitement primaire	40-80 (Fe ₂ (SO ₄) ₃)	2,0-2,25 (anionique)	Vik et Surwillo (2007)
	Traitement tertiaire pour atteindre 0,1 mg/l de P _{tot}	45 (alun)	0,5-1,5 (optimisé à 1,0)	WesTech (2021)
	Traitement tertiaire pour atteindre 0,07 mg/l de P _{tot}	30-40 (alun) ou 110-130 (FeCl ₃)	0,3	Perry (2009)
	Traitement tertiaire pour atteindre 0,25 mg/l de P _{tot}	20-35 (alun) ou 20-30 (FeCl ₃)	0,5 avec alun ou 0,6 avec FeCl ₃ (anionique)	Kruger (2005)
	Traitement tertiaire pour atteindre 0,08 mg/l de P _{tot}	60-80 (alun) ou 40-45 (FeCl ₃)	0,8 avec alun ou 0,75 avec FeCl ₃ (anionique)	
	Eaux de rétrolavages de filtres biologiques aérés submergés	10 (Fe)	1,0	Imasuen et collab. (2004)
Avec magnétite	Traitement tertiaire pour atteindre <0,1 mg/l de P _{tot}	44 (alun)	0,9	Whittier et collab. (s. d.)
	Traitement tertiaire pour atteindre 0,04 mg/l de P _{tot}	152 (alun)	0,7	Bril et collab. (2014)
	Traitement tertiaire pour atteindre <0,04 mg/l de P _{tot}	69 (FeCl ₃)	0,8	Bril et collab. (2014)

Type de DFL	Application	Coagulant (mg/l) ^a	Polymère (mg/l)	Référence
Avec magnétite	Traitement tertiaire pour atteindre 0,04 mg/l de P _{tot}	20 (Al-PACL)	0,7	Bril et collab. (2014)
Boues activées avec magnétite	Traitement par boues activées avec déphosphatation pour atteindre 0,1 mg/l de P _{tot}	25 (FeCl ₃)	Aucun	Madden et Neville (2015)
Avec recirculation de boues densifiées	Traitement des eaux usées : général	30-150	0,75-1,5	Qasim et Zhu (2018)
	Traitement primaire	60-80 (Fe)	1,3-2,1	Imasuen et collab. (2004)

a. Entre parenthèses : molécule ou élément de référence pour le calcul de la concentration, lorsque disponible.

La concentration de microsable à maintenir dans la zone de maturation peut varier entre 1000 et 12 000 mg/l (Qasim et Zhu, 2018). Il est toutefois suggéré de conserver une concentration en sable supérieure à 2000 mg/l pour assurer le bon fonctionnement du système (Canler et Perret, 2007). Étant donné les pertes de microsable avec l'effluent et les boues vidangées, il est nécessaire de doser du sable de manière périodique pour préserver la concentration désirée au sein du système. Ces pertes sont réparties à peu près également entre l'effluent et les boues extraites. Le dosage devrait être établi proportionnellement à la quantité perdue, qui est d'environ 0,1 % de la concentration de sable dans la zone de maturation (Canler et Perret, 2007). Il est à noter qu'un dosage excessif d'agent lissant peut causer la formation de floccs prématurés qui sédimentent rapidement avant d'avoir pu enlever les MES de manière optimale (Zafisah et collab., 2020).

Les boues recirculées vers l'hydrocyclone peuvent contenir entre 10 % et 12 % de sable sur une base massique (Crittenden et collab., 2012; Davis, 2010). Le débit de recirculation des boues se situe typiquement entre 4 % et 6 % du débit d'affluent de l'équipement de DFL (Haegh et collab., 2010). Ce débit se trouve parfois dans une gamme plus large allant de 2 % à 10 %. La fraction du débit de recirculation retourné vers la zone d'injection (microsable récupéré) représente typiquement de 15 % à 45 % (voir la Figure 7B.5).

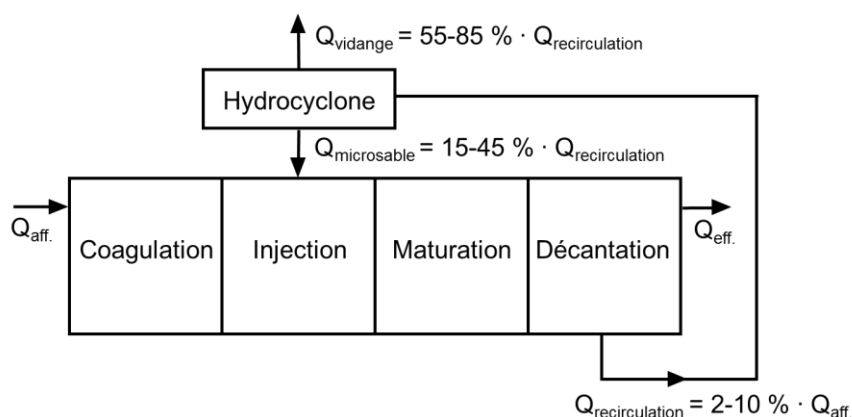


Figure 7B.5 – Pourcentages typiques de débit recirculé et vidangé pour la CFL avec microsable

Magnétite

La taille des particules de magnétite (Fe_3O_4) varie de 10 à 40 μm (Pino-Jelcic et Whittier, 2019) et leur densité spécifique est de l'ordre de 5,2 (Evoqua, 2017b).

Les concentrations de magnétite sont typiquement entre 3 000 et 6 000 mg/l pour maintenir des conditions d'exploitation adéquates. Les pertes de magnétite avec l'effluent annoncées par les fournisseurs sont inférieures à 0,5 % de la quantité utilisée dans le système. Des pertes avec les boues vidangées correspondant à moins de 0,2 % de la magnétite envoyée vers le système de récupération de l'agent lissant (tambour magnétique) sont également annoncées (Evoqua, 2017c). Les données de suivi d'un système à pleine échelle incluant un aimant de polissage (voir la section 7B.1.a)) ont montré des pertes de magnétite plus faibles, correspondant à 0,06 % de la quantité utilisée dans le système. De ce total, approximativement 91 % de la magnétite était perdue avec les boues et le reste avec l'effluent (Ellis et Cathcart, 2008).

Les systèmes de DFL avec magnétite peuvent inclure une recirculation directe des solides décantés vers la zone d'injection de l'agent lissant. Cette recirculation est typiquement de l'ordre de 50 % à 85 % du débit sous le décanteur. Le reste de ce débit, représentant typiquement de 2 % à 5 % du débit entrant dans la DFL, est envoyé vers le système de récupération de l'agent lissant. Les boues décantées contiennent de 3 % à 6 % de magnétite sur une base massique. À la sortie de l'équipement de récupération, de 3 % à 5 % du débit envoyé au tambour est retourné vers la zone d'injection de l'agent lissant et le reste est vidangé (voir la Figure 7B.6).

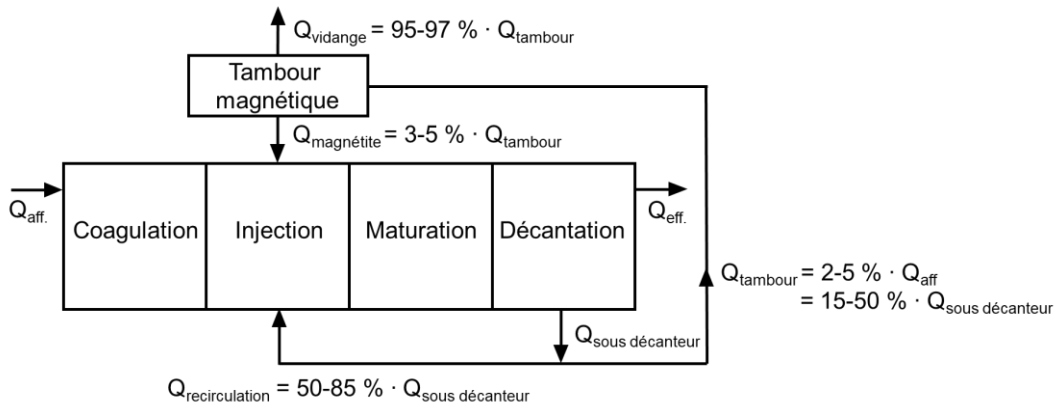


Figure 7B.6 – Pourcentages typiques de débit recirculé et vidangé pour la CFL avec magnétite

Boues densifiées

Les boues recirculées au sein des systèmes de DFL avec boues densifiées ont typiquement une siccité de 4 % à 6 % (Qasim et Zhu, 2018). Elles ont normalement un ratio de matières volatiles en suspension (MVES) sur MES entre 0,4 et 0,6 (Qasim et Zhu, 2018), ce qui est inférieur au ratio typique des boues activées, soit autour de 0,7 (Rieger et collab., 2012). Le contenu en matière organique des boues dans un système de DFL de ce type est donc moindre.

La concentration de boues densifiées qu'il est suggéré de maintenir dans la zone de floculation pour obtenir des performances optimales est de 500 mg/l ou plus (Canler et Perret, 2007; USEPA, 2003). Le débit de recirculation des solides densifiés recommandé est typiquement de 2 % à 6 % du débit d'affluent (Qasim et Zhu, 2018).

b) Critères de mélange

Le choix de l'intensité de mélange est d'une grande importance pour les premières étapes de la DFL (coagulation, injection de l'agent lestant et du floculant et maturation). Le gradient de vitesse (G), qui constitue une mesure de la puissance transmise par unité de volume (Crittenden et collab., 2012), est couramment utilisé pour caractériser cette intensité de mélange au sein de réacteurs.

Agent lestant externe

Dans le cas de la DFL avec agent lestant externe, pendant l'étape de maturation, il est admis que des G significativement plus élevés que ceux qui sont suggérés pour la floculation classique peuvent être appliqués sans causer de bris de floccs. En effet, la meilleure résistance au cisaillement des floccs lestés permet d'opérer la maturation à des valeurs de G jusqu'à dix fois plus élevées (Desjardins et collab., 2002; Young et Edwards, 2003), réduisant ainsi le volume de bassin requis (Crittenden et collab., 2012). Avec les TRH beaucoup plus faibles des systèmes de DFL (voir la section 7B.3.d), le paramètre G multiplié par le TRH (sans unité) est du même ordre de grandeur que pour les procédés classiques (Young et Edwards, 2003).

Il est important d'optimiser l'intensité de mélange en fonction de l'agent lestant sélectionné. Plus la densité de l'agent lestant est élevée, plus le G nécessaire pour le maintenir en suspension pendant la maturation des floccs est grand. Par exemple, des valeurs minimales de G de 165 s^{-1} et de 255 s^{-1} sont rapportées respectivement pour le sable de silice et la magnétite (Lapointe et collab., 2017). Il est à noter que l'exploitation à un G élevé peut entraîner la désagrégation de microflocs de la structure principale des floccs, ce qui peut se traduire par une augmentation de la turbidité résiduelle (et des MES) après décantation (Lapointe et collab., 2017). L'optimisation du G est également intéressante pour réduire les coûts d'exploitation liés à la consommation d'énergie (Desjardins et collab., 2002).

Les gammes de G suggérées dans la littérature pour les premières étapes de la DFL avec agent lestant externe sont présentées dans le Tableau 7B.2.

Tableau 7B.2 – Gradient de vitesse recommandé pour la DFL avec ajout d’agent lestant externe

Étape	G (s ⁻¹)	Références
Coagulation	jusqu’à 600	Droste et Gehr (2018)
Injection de l’agent lestant et du floculant	jusqu’à 600	Droste et Gehr (2018)
Maturation	160-400	Desjardins et collab. (2002) et Metcalf & Eddy - AECOM (2014)

Boues densifiées

Dans le cas de la DFL avec recirculation de boues densifiées, les gradients de vitesse à appliquer sont typiquement plus faibles et plus près des valeurs utilisées pour la floculation classique. La gamme typique de G pour l’étape de mélange rapide (coagulation) est de 100-250 s⁻¹ tandis qu’un G entre 30 et 50 s⁻¹ est suggéré pour l’étape de floculation (Qasim et Zhu, 2018).

c) Taux de charge hydraulique superficiel

Étant donné les vitesses de sédimentation significativement plus élevées grâce à la présence d’agent lestant (p. ex. : vitesse moyenne d’environ 74 m/h avec du microsable de silice et 137 m/h avec de la magnétite (Lapointe et collab., 2017)), les taux de charge hydrauliques admissibles sur un système de DFL sont plus élevés que sur un décanteur classique.

Agent lestant externe

Le taux de charge hydraulique superficiel (TCHS) critique est défini comme le taux de charge maximal permettant un enlèvement complet des floccs lestés dans un décanteur idéal. Plus l’agent lestant est dense, plus le TCHS critique est élevé. Toutefois, comme il est mentionné dans la section 7B.3.b), des agents lestants plus denses nécessitent des intensités de mélange plus grandes, ce qui peut faire augmenter la concentration en MES à l’effluent. Ainsi, la sélection de l’agent lestant doit être un compromis entre la qualité de l’eau décantée visée et le TCHS maximal applicable (Lapointe et collab., 2017).

Microsable

Un TCHS critique (calculé pour une décantation sans bloc lamellaire) de 17,5 m³.m⁻².h⁻¹ est rapporté pour la DFL avec microsable de silice (Lapointe et collab., 2017).

Dans la pratique, pour une décantation avec bloc lamellaire, les TCHS typiques se situent entre 30 et 50 m³.m⁻².h⁻¹ au débit moyen (WEF, 2005). Ces taux de charge s’appliquent à la surface utile du bloc lamellaire, soit la surface au miroir de la zone de décantation lamellaire. Cette surface exclut la projection horizontale de l’angle d’inclinaison des lamelles.

La charge hydraulique maximale (au débit de pointe) peut différer selon les applications (Canler et Perret, 2007; Qasim et Zhu, 2018). De manière générale, le TCHS est limité à des valeurs allant jusqu’à 100-130 m³.m⁻².h⁻¹ au débit de pointe (WEF, 2005). Pour des applications en temps de pluie uniquement, on rapporte des TCHS maximaux plus élevés, allant jusqu’à 140 m³.m⁻².h⁻¹ (Canler et Perret, 2007).

Magnétite

Un TCHS critique (calculé pour une décantation sans bloc lamellaire) de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ est rapporté pour la DFL avec magnétite (Lapointe et collab., 2017).

Pour un traitement primaire ou tertiaire, des TCHS de conception de 10 à $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ et de $24,5$ à $37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ sont utilisés pour le débit journalier moyen et le débit de pointe horaire, respectivement. Ces taux s'appliquent à la surface utile de décantation qui, dans ce cas, est sans bloc lamellaire. Vu la différence avec les TCHS considérés pour les technologies de DFL avec microsable, il est évident que la présence d'un bloc lamellaire ou encore la géométrie spécifique à la technologie peut avoir une incidence significative sur les TCHS à considérer pour la conception. Pour des applications en temps de pluie, les TCHS peuvent aller jusqu'à $122 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ dans le cas d'une DFL avec magnétite et bloc lamellaire.

Boues densifiées

Pour la DFL avec recirculation de boues densifiées utilisée en traitement primaire ou tertiaire, le TCHS maximal, applicable à la surface au miroir du bloc lamellaire, est limité à des valeurs types autour de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Canler et Perret, 2007; Qasim et Zhu, 2018). Pour des applications en temps de pluie, les TCHS peuvent aller jusqu'à des valeurs entre $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ et $150 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Qasim et Zhu, 2018).

d) Temps de rétention hydraulique

Le temps de rétention hydraulique (TRH) total à considérer pour les systèmes de DFL est typiquement moindre que le TRH des technologies de décantation classiques. Cela se traduit par une emprise au sol plus petite pour la DFL, ce qui constitue un des principaux avantages de cette technologie. Le TRH devrait être vérifié au débit moyen de temps sec attendu pour la période sur laquelle les normes applicables sont établies ainsi qu'au débit de pointe horaire (temps sec et nappe haute).

Agent lestant externe

Le Tableau 7B.3 présente des valeurs de TRH recommandées dans la littérature pour chacune des étapes de la DFL avec microsable. Le TRH total est typiquement de 10 à 15 minutes (Droste et Gehr, 2018). Au débit de pointe, il peut diminuer jusqu'à des valeurs de l'ordre de 6 à 8 minutes (Canler et Perret, 2007; Leng et collab., 2002).

Tableau 7B.3 – TRH recommandés pour la DFL avec microsable

Étape	TRH minimal (min)	Gamme typique (min) ^a
Coagulation	0,75	1-2
Injection de l'agent lestant et du flocculant	0,75	1-2
Maturation	2,5	3-5
Décantation	nd	4-7

a. Qasim et Zhu (2018).

Le TRH à prévoir pour l'injection du microsable et la maturation peut être réduit lorsque la configuration du système de DFL n'inclut qu'une seule zone équipée d'un tube d'aspiration pour les deux étapes (p. ex. : le Turbomix^{MC}). Ce type de configuration permet de diminuer le TRH minimal nécessaire pour ces deux étapes à $2,5$ minutes (Levecq et collab., 2006).

Pour les technologies de DFL avec magnétite, les TRH sont généralement du même ordre que ceux du Tableau 7B.3, mais ils peuvent, selon les conditions d'exploitation, sortir des gammes présentées. Par exemple, au débit moyen, le TRH pour l'étape de coagulation peut aller jusqu'à 6 minutes. Au débit de

pointe, le temps de maturation peut être de l'ordre d'une minute (Whittier et collab., s. d.). Des TRH totaux similaires à ceux mentionnés ci-avant sont toutefois attendus (de 5 à 15 minutes) (Gandhi, 2013).

Boues densifiées

Le TRH total typique pour la DFL avec recirculation de boues densifiées est légèrement supérieur à celui de la DFL avec agent lestant externe. Les TRH suggérés dans la littérature pour ce procédé sont présentés dans le Tableau 7B.4.

Tableau 7B.4 – TRH recommandés pour la DFL avec recirculation de boues densifiées

Étape	Gamme typique (min) ^a
Coagulation	1-2
Floculation et transition	4-6
Décantation et épaissement	7-10
Total au débit moyen	13-18

a. Qasim et Zhu (2018).

e) Temps de démarrage

Un des avantages souvent cités de la DFL est qu'elle nécessite peu de temps au démarrage pour atteindre son plein potentiel.

Agent lestant externe

Dans le cas de la DFL avec agent lestant externe de type microsable, un temps de démarrage de 20 à 30 minutes est typiquement nécessaire pour atteindre des performances optimales (Qasim et Zhu, 2018). Un temps de démarrage d'environ 15 minutes est rapporté dans le cas d'un système à pleine échelle utilisant de la magnétite (Ellis et Cathcart, 2008). Il est à noter que, lorsque le système est à l'arrêt, l'agent lestant sédimente au fond des compartiments. Lors du redémarrage, l'agent lestant doit donc être remis en suspension (WEF, 2005). La puissance de mélange requise pour la remise en suspension est à prévoir lors de la conception.

Boues densifiées

Pour la DFL avec recirculation de boues densifiées, le temps de démarrage varie en fonction de l'état du système lorsqu'il est à l'arrêt. Le Tableau 7B.5 présente les temps de démarrage rapportés par les fournisseurs pour diverses conditions.

Tableau 7B.5 – Temps de démarrage nécessaires pour diverses conditions d'arrêt d'un système de DFL avec recirculation de boues densifiées

Type d'arrêt	État du système à l'arrêt	Temps de démarrage
Arrêt court (<6 heures)	Rempli d'eau et de boues	<10 min
Arrêt de durée intermédiaire (6-24 heures)	Clarificateur vidé de ses boues (partie épaisseur)	<20 min
Arrêt longue durée (>24 heures)	Vide	<30 min

g) Considérations hydrauliques

En ce qui concerne l'hydraulique des systèmes de DFL, le concepteur devrait considérer les points suivants :

- l'écoulement dans la zone de décantation devrait être homogène et le moins turbulent possible pour ne pas nuire à la sédimentation et minimiser les chemins préférentiels;
- la hauteur de la lame d'eau dans les goulottes de sortie ne devrait pas dépasser le bas des créneaux au débit nominal de conception (débit de pointe horaire).

Les pertes de charges typiques associées aux technologies de DFL sont de l'ordre de 30 à 75 cm (St. Marie, 2008).

h) Critères spécifiques pour les boues activées avec flocculation lestée

L'ajout d'un agent lestant au sein des boues activées permet de fonctionner à des concentrations en MSLM (excluant l'agent lestant) plus élevées pouvant atteindre plus de 5 000 mg/l (WEF & ASCE, 2018). Des concentrations allant jusqu'à 8 000 mg/l sont rapportées pour des essais pilotes (XCG Consultants Ltd., 2014). Lorsque les MSLM sont mesurées, il faut prendre soin de séparer la liqueur mixte de l'agent lestant, sinon les mesures sont artificiellement élevées.

L'ajout d'un agent lestant permet aussi d'augmenter le TCHS appliqué sur le décanteur secondaire comparativement à un système de boues activées classique. Le TCHS peut aller jusqu'à des valeurs autour de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Evoqua, 2017b).

Le ratio d'agent lestant sur les MSLM typiquement suggéré est, dans le cas où de la magnétite est utilisée, de 0,5 à 2,5 sur une base massique (Pino-Jelcic et Whittier, 2019; XCG Consultants Ltd., 2014). La quantité d'agent lestant peut toutefois varier pendant l'exploitation pour contrôler le niveau du voile de boues dans le décanteur secondaire. Il peut, par exemple, être intéressant d'exploiter le système à un ratio magnétique sur MSLM plus élevé pour gérer des débits élevés en temps de pluie (Evoqua, 2017c).

L'ajout de flocculant n'est typiquement pas requis pour que l'agent lestant s'intègre aux flocs biologiques des boues activées. Un flocculant peut toutefois être injecté en amont de la décantation secondaire pour améliorer l'enlèvement des particules fines (XCG Consultants Ltd., 2014).

Pour ce qui est des critères de mélange, il est important que le système soit en mesure de fournir suffisamment d'énergie de brassage pour assurer le maintien en suspension des particules, même lors d'un démarrage avec les solides décantés au fond du réacteur. Dans le cas d'un système utilisant la magnétite comme agent lestant, l'énergie de mélange à prévoir est de l'ordre de 11 W/m^3 de réacteur (Evoqua, 2017c). Il est possible que le système d'aération ne fournisse pas assez d'énergie de brassage pour garder les boues activées lestées en suspension. Dans ce cas, il peut être nécessaire d'ajouter un système de mélange mécanique complémentaire. Il est à noter que, même avec une énergie de brassage augmentée, une accumulation de magnétite est couramment rapportée dans les bioréacteurs, surtout dans les endroits où le mélange est moins efficace, comme les coins (WEF & ASCE, 2018).

Dans un procédé de boues activées avec ajout de magnétite, un taux de capture et de réutilisation de 92 % à 95 % de la magnétite présente dans les boues à vidanger peut typiquement être atteint (WEF & ASCE, 2018).

7B.4. Aménagement

De manière générale, les systèmes de DFL devraient inclure tout le nécessaire pour :

- la réparation (p. ex. : pièces de rechange, équipements en redondance);
- l'exploitation (p. ex. : équipements de dosage de produits chimiques);

- la vérification des paramètres de fonctionnement (p. ex. : concentration en agent lestant);
- le contrôle du procédé (p. ex. : automatisation du dosage);
- le suivi des performances (p. ex. : points d'échantillonnage accessibles);
- l'entretien des équipements.

a) Bloc lamellaire

La zone de décantation des systèmes de DFL est généralement équipée d'un bloc lamellaire permettant notamment d'augmenter la surface effective de décantation. Le bloc lamellaire peut être constitué de plaques parallèles ou d'un agencement de tubes (hexagonaux, par exemple).

Le bloc lamellaire est un équipement d'une relative fragilité qui nécessite parfois un remplacement (Canler et Perret, 2007). De plus, comme il est sujet à l'encrassement, il requiert généralement un entretien régulier. Pour faciliter ce dernier, il est recommandé que le bloc lamellaire puisse être aisément retiré du système et réinstallé à la suite d'un entretien. Le bloc lamellaire devrait aussi pouvoir être nettoyé rapidement à l'eau, à l'air ou en vidangeant partiellement la zone de décantation. Pour une exploitation à haut TCHS (>60 m³.m⁻².h⁻¹), l'installation d'un système de nettoyage à air comprimé est recommandée sous les lamelles pour assurer un contrôle optimal de leur propreté. Aussi, pour minimiser les besoins d'entretien, un dégraissage et un dessablage peuvent être prévus en amont (WEF & ASCE, 2018). Le bloc lamellaire devrait être conçu pour supporter de manière sécuritaire, en plus de la masse des lamelles ou des tubes eux-mêmes, le poids d'un opérateur.

Pour assurer le libre mouvement des particules au sein du bloc lamellaire, l'angle des lamelles par rapport au sol ainsi que leur espacement devraient être assez élevés. L'espacement devrait favoriser de faibles vitesses d'écoulement entre les lamelles. Le nombre de Reynolds devrait être limité à une valeur inférieure à 2 000 (WEF & ASCE, 2018). L'installation de lamelles avec des espacements plus larges permet d'améliorer significativement leur efficacité de nettoyage par les opérateurs. Ainsi, la fréquence de nettoyage (voir la section 7B.6.f)) est potentiellement réduite (Munn et collab., 2007). Pour ce qui est de l'inclinaison des lamelles, elle est typiquement de 60°, mais elle peut dans certains cas être optimisée à une valeur plus faible, si cette dernière ne limite pas le mouvement des particules.

En raison notamment des besoins en entretien élevés (voir la section 7B.6.f)), certains fournisseurs de technologies de DFL avec magnétite ne recommandent pas l'utilisation de blocs lamellaires. Comme il est mentionné dans la section 7B.3.c), ce choix peut cependant entraîner une réduction des TCHS pouvant être utilisés pour le dimensionnement.

b) Considérations pour l'hiver

Pour la protection contre le gel, les équipements de DFL devraient être installés dans un bâtiment chauffé. Un système permettant, au besoin, de drainer et de remplir partiellement les bassins avec des eaux plus chaudes peut aussi être inclus pour assurer une température d'exploitation au-dessus du point de congélation (WEF & ASCE, 2018).

c) Considérations pour l'abrasion

Les agents lestants externes peuvent avoir un effet abrasif sur les équipements en contact avec eux. Il est donc recommandé de concevoir les systèmes de recirculation ainsi que les équipements de stockage et d'alimentation en agent lestant de façon à ce qu'ils présentent une résistance maximale à l'abrasion (Munn et collab., 2007). L'utilisation de matériaux et de modèles alternatifs pour les pompes de recirculation des solides peut s'avérer intéressante (Munn et collab., 2007).

Il est mentionné que la magnétite, selon ses caractéristiques (p. ex. : sa taille typiquement plus petite), est moins abrasive que les particules de sable (Evoqua, 2017b).

d) Équipements connexes

Les installations munies d'une DFL devraient être équipées de la tuyauterie nécessaire pour réaliser l'échantillonnage des eaux clarifiées et des boues lestées, ainsi que pour vidanger tous les bassins.

Les équipements requis pour le stockage et le dosage des produits chimiques (coagulant et floculant) devraient aussi être prévus pour tous les systèmes de DFL. Lorsqu'un agent lestant externe est utilisé, les installations nécessaires pour son entreposage, sa manutention et le contrôle de sa concentration dans le système sont également à prévoir (Canler et Perret, 2007; Frank et Smith, 2006).

Pour la DFL avec recirculation de boues densifiées, des équipements permettant l'enlèvement des graisses et des écumes sont également à inclure (WEF & ASCE, 2018). L'élimination des matières flottantes devrait être réalisée avec un équipement automatisé.

7B.5. Performances épuratoires

a) Rendements

Dans un contexte normatif, les performances de traitement de la DFL sont généralement quantifiées en matière d'enlèvement de MES et de phosphore. À titre indicatif, les rendements typiques pour ces paramètres et pour d'autres contaminants (DCO, DBO, NTK et coliformes fécaux) sont présentés dans le Tableau 7B.6 pour la DFL avec agent lestant externe, et le Tableau 7B.7 pour la DFL avec recirculation de boues densifiées. Les rendements présentés peuvent être attendus pour des systèmes conçus selon des critères de conception typiques comme ceux qui sont exposés dans la section 7B.3.

Tableau 7B.6 – Efficacités d'enlèvement typiques pour la DFL avec agent lestant externe

Application	Efficacité d'enlèvement (%) ^a						Log d'enlèvement de coliformes fécaux ^a
	MES	DCO	DBO	NTK	P _{tot}	o-PO ₄	
Traitement des eaux usées : général	90-95	50-80	65-80	10-40	85-95	s. o.	1,3
Traitement primaire	30-90	55-80	nd	nd	50-95	50-98	1-1,5
Traitement tertiaire	50-80	20-50	nd	nd	50-95	50-98	1-1,5
Eaux pluviales	80-98	65-90	nd	nd	50-95	50-98	1-1,5
Eaux de rétrolavage de biofiltres/boues biologiques	75-99	55-80	nd	nd	50-95	50-98	1-1,5

a. Qasim et Zhu (2018).

Il est toutefois à noter que la qualité de l'effluent d'un système de DFL peut varier en fonction de facteurs comme les doses de produits chimiques, la dose d'agent lestant, la composition et le taux de dilution de l'affluent à traiter ainsi que le degré d'encrassement du bloc lamellaire (Canler et Perret, 2007).

En plus de permettre un enlèvement important des métaux qui ont une forte affinité pour les particules, la DFL est reconnue comme efficace pour l'enlèvement des composés organiques hydrophobes. Le niveau d'enlèvement de ces composés est intimement lié à leur hydrophobicité qui peut être caractérisée par le logarithme du coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$). En général, les composés avec une forte hydrophobicité ($\log K_{oe} > 5,5$) sont enlevés dans une large mesure (jusqu'à 80 %) par la DFL, tandis que

ceux ayant un caractère peu hydrophobe ($\log K_{oe} < 4$) ne sont que faiblement enlevés (20 %-50 %). Pour les composés avec une hydrophobicité intermédiaire ($4 < \log K_{oe} < 5,5$), des enlèvements entre 50 % et 80 % peuvent typiquement être observés (Gasperi et collab., 2012).

Tableau 7B.7 – Efficacités d’enlèvement typiques pour la DFL avec recirculation de boues densifiées

Application	Efficacité d’enlèvement (%)				
	MES	DCO	DBO	NTK	P _{tot}
Traitement des eaux usées : général ^a	80-90	nd	35-65	25-40	85-95
Traitement primaire ^b	41-96	43-71	nd	nd	nd

a. Qasim et Zhu (2018).

b. Leng et collab. (2002).

Les eaux usées et les eaux de ruissellement (pouvant être acheminées aux stations d’épuration municipales par les égouts unitaires) peuvent contenir une variété de substances polaires, comme des pesticides, des produits pharmaceutiques et des produits de soins personnels. Étant donné leurs propriétés chimiques et physiques, un enlèvement peu efficace de ces contaminants par la DFL est attendu (Gasperi et collab., 2012).

b) Concentrations à l’effluent

Les rendements ne sont pas des indices de performance adaptés pour le traitement d’eaux diluées ou partiellement traitées (Canler et Perret, 2007). En traitement tertiaire, par exemple, les concentrations affluentes sont dépendantes du niveau de traitement en amont, ce qui peut influencer significativement les rendements observés. Dans ce cas, il est intéressant de quantifier les performances pouvant être attendues en fonction de la concentration à l’effluent. Une concentration moyenne de MES en deçà de 10 mg/l peut typiquement être visée pour un traitement tertiaire par DFL avec agent lestant externe ou recirculation de boues densifiées (Canler et Perret, 2007; Evoqua, 2017a; Gagné et collab., 1998). Pour la DCO, la DBO et l’azote total, les concentrations à la sortie dépendent de l’abattement des MES puisque seule la fraction particulière de ces composants est enlevée par la DFL (Canler et Perret, 2007).

Pour le phosphore, plusieurs auteurs (Bril et collab., 2014; Earth Tech, 2005; Gagné et collab., 1998; Hart et collab., 2009; Jarvis, 2019; Lanoue et collab., 2010; Lee et collab., 2015; St. Marie, 2008; WesTech, 2021; Whittier et collab., s. d.) rapportent que la DFL permet, en traitement tertiaire, de viser des concentrations effluentes moyennes inférieures ou égales à 0,1 mg/l. Une telle concentration est atteignable si le dosage de produits chimiques se situe dans la plage optimale et si la concentration affluente est déjà relativement basse (en moyenne ≤ 1 mg/l (Gagné et collab., 1998; St. Marie, 2008)). De manière plus conservatrice, pour un affluent avec des concentrations plus élevées en P_{tot} (de 2 à 2,5 mg/l, en moyenne), il est raisonnable de viser des concentrations effluentes moyennes autour de 0,3 mg/l (Frank et Smith, 2006) pour les deux types de DFL. L’efficacité de traitement du phosphore et la concentration à l’effluent résultante peuvent évidemment être influencées négativement si le dosage des produits chimiques n’est pas adéquat. Elles peuvent également être affectées par la variabilité des concentrations affluentes en P_{tot} (Munn et collab., 2007).

Les valeurs de concentrations à l’effluent exposées ci-dessus peuvent être attendues en conditions de fonctionnement normales, et si la DFL est conçue avec des critères de conception typiques comme ceux qui sont présentés dans la section 7B.3.

Pour une application de la DFL en traitement primaire, une qualité d’effluent similaire à celle qui serait observée avec un décanteur primaire assisté chimiquement peut généralement être attendue (Canler et

Perret, 2007). Étant donné les concentrations affluentes relativement élevées en traitement primaire, les rendements présentés dans la section 7B.5.a) peuvent être utilisés pour estimer les concentrations à l'effluent de la DFL.

7B.6. Exploitation

Pour tous les systèmes de DFL, un manuel d'exploitation adapté à la station devrait être fourni au maître d'ouvrage. Il devrait permettre à l'exploitant de bien comprendre le fonctionnement de la technologie et de l'informer sur les tâches d'inspection et d'entretien préventif à faire sur les composantes, leur fréquence ainsi que les critères d'intervention.

a) Considérations générales

Les équipements de DFL devraient toujours être exploités de manière optimale en considérant les recommandations des fournisseurs de technologies.

Les systèmes de DFL demandent généralement une plus grande expertise des opérateurs que les équipements classiques de traitement physicochimique. En effet, l'ajout de l'agent lestant nécessite un suivi rapproché de la recirculation et du système de récupération s'il est présent (USEPA, 2003). De plus, le court TRH qui caractérise typiquement la DFL fait en sorte que des réactions rapides des opérateurs sont nécessaires pour maintenir les conditions d'exploitation, comme le dosage des produits chimiques, dans la plage optimale (USEPA, 2003). Pour réduire les besoins en opération manuelle, une automatisation complète ou au moins partielle des systèmes de DFL devrait être considérée.

b) Suivi et contrôle

Un automate devrait être utilisé pour la gestion des dosages de coagulant et de floculant (polymère). L'automate peut par exemple se servir d'une mesure en ligne de turbidité (corrélée avec les MES) ou d'une mesure d'analyseur automatique d'orthophosphates (à l'amont ou à l'aval de la DFL) comme valeur d'entrée pour contrôler le dosage de coagulant ou de floculant. L'automate permet de réduire le nombre d'analyses manuelles ainsi que la consommation de produits chimiques. Une redondance des capteurs et des analyseurs utilisés pour l'asservissement du procédé est recommandée. L'optimisation régulière des contrôleurs est également conseillée (Canler et Perret, 2007). Un contrôle inadéquat du dosage des produits chimiques peut mener à des problèmes importants, comme le colmatage des lamelles ou un relargage de particules fines. De plus, un dosage optimisé permet d'éviter une surconsommation de produits chimiques (Canler et Perret, 2007). Il est aussi suggéré de prévoir plusieurs points d'injection des produits chimiques pour permettre à l'opérateur d'optimiser le procédé (Munn et collab., 2007).

Les performances de la DFL sont largement dépendantes des dosages de coagulant et de polymère. L'efficacité de la DFL se détériore rapidement lorsque le dosage des produits chimiques est arrêté et elle revient rapidement lorsque le dosage est de nouveau en fonction (Leng et collab., 2002). Une gestion adéquate des risques de défaillance, par exemple, avec des alarmes, une génératrice ou des équipements en redondance (voir la section 7B.2.b)), est donc essentielle pour assurer le maintien d'une qualité d'effluent acceptable et protéger les milieux récepteurs.

En plus du suivi du dosage des produits chimiques, le suivi du pH de coagulation peut être utile pour vérifier que les conditions demeurent dans la plage optimale.

Il est aussi important de prévoir un suivi *in situ* de la concentration d'agent lestant dans les systèmes de DFL. Lorsque l'agent lestant est externe, son rechargement régulier permet de combler les pertes et de corriger au besoin sa concentration. Dans le cas de la DFL avec recirculation de boues densifiées, le suivi de la concentration de boues dans la zone de floculation peut être utilisé pour modifier les réglages de l'extraction de boues (Canler et Perret, 2007). Des méthodologies pour déterminer la concentration en agent lestant externe ou en boues densifiées sont présentées dans Canler et Perret (2007).

Également pour les systèmes de DFL avec recirculation de boues densifiées, il peut être intéressant d'effectuer une mesure en continu de la hauteur du voile de boues. Cette mesure peut servir pour le réglage de la fréquence des extractions de boues, dans le but d'éviter des relargages de solides à l'effluent (Canler et Perret, 2007). Pour ce type de système, il est aussi important de suivre et de contrôler l'apparition de flottants pouvant être causée par une production de bulles de gaz (O_2 , CO_2 ou N_2) au sein du procédé (Abraham et collab., 2000). Ces flottants peuvent, lorsqu'ils ne sont pas contrôlés, causer des dépassements de normes. Les systèmes de DFL avec agent lestant externe sont moins susceptibles de présenter des problèmes de boues flottantes en cas de production de gaz. La présence de microsable ou de magnétite augmente davantage la densité des floccs et prévient la flottaison (Abraham et collab., 2000).

c) Essais pilotes et en laboratoire

La réalisation d'essais en laboratoire, comme la floculation en bécher (*jar-tests*), constitue une manière efficace de choisir les produits chimiques les plus appropriés. Ces essais permettent de déterminer les conditions optimales d'exploitation en ce qui a trait au dosage de ces agents chimiques et au mélange (gradient de vitesse) (Droste et Gehr, 2018). Ce type d'essai en laboratoire devrait être fait périodiquement pour valider et, au besoin, ajuster ou optimiser les paramètres d'exploitation. Idéalement, les *jar-tests* devraient être réalisés en suivant un protocole adapté aux conditions de la DFL (ajout d'agent lestant, intensité de mélange élevée, etc.). Par exemple, le protocole proposé par Desjardins (1999) a permis de prédire de manière satisfaisante la qualité attendue à l'effluent d'une DFL avec agent lestant externe à échelle réelle.

Les expériences rapportées dans la littérature montrent qu'il peut être bénéfique de faire des essais pilotes avant l'installation d'un système de DFL à pleine échelle (Abraham et collab., 2000; Matson et collab., 2002). Ce genre d'essai permet de confirmer le choix de coagulant et de polymère ainsi que de raffiner leurs dosages. Ils servent également à connaître les dimensions optimales des zones de mélange des produits chimiques et de l'agent lestant (Matson et collab., 2002). Les essais pilotes peuvent aussi être utilisés pour vérifier les performances attendues d'un projet spécifique en simulant ses conditions d'exploitation réelles (Pino-Jelcic et Whittier, 2019). La réalisation d'essais pilotes est spécialement importante lorsque des normes très restrictives sont à respecter à l'effluent (p. ex. : limite de 10 mg/l de MES ou 0,1 mg/l en P_{tot}) (Abraham et collab., 2000). Il est toutefois à noter que les résultats à pleine échelle ne correspondent pas toujours aux résultats des essais pilotes. Dans tous les cas, il est recommandé de prévoir des processus d'optimisation pour les systèmes à échelle réelle (Munn et collab., 2007).

d) Appareil de récupération de l'agent lestant

Les systèmes de DFL avec agent lestant externe incluent un appareil de récupération du microsable ou de la magnétite. Une exploitation et une maintenance adéquates de celui-ci, c'est-à-dire en respectant les recommandations des fabricants, sont essentielles pour éviter l'accumulation de matière organique sur l'agent lestant (USEPA, 2003).

e) Production de boues

La production de boues au sein des systèmes de DFL est fonction des MES enlevées, de la production de boues chimiques et des pertes d'agent lestant externe. Une grande variabilité dans la production de boues peut être observée d'un site à l'autre étant donné qu'elle dépend de la qualité de l'affluent et, surtout, de la quantité de produits chimiques utilisés (Canler et Perret, 2007). Elle devrait donc être calculée par bilan de masse dans le cadre de chaque projet.

À titre d'exemple, des quantités de boues produites allant de 16 à 50 g (moyenne de 28 g) de MES extraites par mètre cube d'eau traitée ont été mesurées sur différents systèmes de DFL à pleine échelle utilisés en traitement tertiaire (Canler et Perret, 2007).

La concentration en solides des boues vidangées est généralement faible pour les systèmes de DFL avec agent lestant externe. La littérature rapporte des valeurs de siccité allant de 0,15 % à 0,3 % (Qasim et Zhu, 2018) pour les systèmes utilisant du microsable de silice et des valeurs de 0,5 % à 1 % pour ceux utilisant

de la magnétite (St. Marie, 2008). Les boues devraient donc subir une étape d'épaississement avant d'être déshydratées (Canler et Perret, 2007; St. Marie, 2008). Dans le cas d'une application en traitement tertiaire, si un équipement de séparation solide-liquide primaire ou secondaire est présent en amont de la DFL (p. ex. : décanteur, étangs aérés, flottateur à air dissous), les boues peuvent aussi être renvoyées en tête de filière de traitement.

Dans le cas de la DFL avec recirculation de boues densifiées, la concentration en solides des boues produites est typiquement plus élevée (4 %-6 %) (Qasim et Zhu, 2018). Les boues peuvent donc être envoyées directement à la déshydratation sans besoin supplémentaire d'épaississement (USEPA, 2003).

f) Entretien

Sur une base quotidienne

Il est recommandé de faire un contrôle journalier des équipements de DFL pour diagnostiquer rapidement les potentiels dysfonctionnements. Ce contrôle peut, entre autres, se faire par l'observation des boues dans la zone de maturation ou à l'entrée de la zone de décantation, et par l'observation de l'effluent. Ce contrôle visuel peut donner des indications quant à un trouble éventuel des systèmes de dosage de produits chimiques ou une répartition hydraulique anormale (lorsque plusieurs équipements en parallèle sont présents) (Canler et Perret, 2007).

De manière complémentaire, un contrôle visuel des systèmes de préparation (automatique) et de dosage de produits chimiques et une vérification de la consommation journalière de réactifs peuvent être réalisés. Ces tâches permettent de valider le bon fonctionnement des automates et de s'assurer de l'absence de fuites ou de colmatage dans la tuyauterie (Canler et Perret, 2007).

Sur une base hebdomadaire

Il est recommandé de réaliser une maintenance (nettoyage, validation et étalonnage, au besoin) de l'instrumentation en place (capteurs et analyseurs en ligne) sur une base hebdomadaire. Cette activité est particulièrement importante lorsque les signaux générés par les instruments sont utilisés par les contrôleurs pour le dosage de produits chimiques (Canler et Perret, 2007).

Le nettoyage manuel du bloc lamellaire sur une base hebdomadaire est également recommandé (durée d'environ 0,5 jour par semaine) (Canler et Perret, 2007; Munn et collab., 2007). L'expérience montre que cette activité est d'une importance critique pour assurer un rendement optimal des systèmes de DFL. L'accumulation de boues chimiques à l'intérieur ou au-dessus du bloc lamellaire peut en effet entraîner le relargage de solides à l'effluent du système (Munn et collab., 2007). Le nettoyage fréquent du bloc lamellaire permet aussi de limiter la formation d'algues en surface de la zone de décantation si elle n'est pas couverte (Canler et Perret, 2007).

Sur une base régulière

Un étalonnage régulier des pompes de dosage de produits chimiques et de recirculation des boues est recommandé, surtout si ces dernières sont sujettes à une usure importante (p. ex. : boues contenant un agent lissant abrasif) (Canler et Perret, 2007).

Résumé

Décantation avec floculation lestée			
Type d'agent lestant	Externe		Boues densifiées recirculées
	Microsable	Magnétite	
Étapes	1) Mélange rapide et ajout de coagulant 2) Injection de l'agent lestant et du floculant 3) Maturation des floccs 4) Décantation		
Système de récupération de l'agent lestant	Hydrocyclone	Tambour magnétique	Aucun
Débits et charges	Débit de pointe horaire et charges maximales des contaminants visés		
Traitement préalable			
Traitement primaire :	Dégrillage (≤ 10 mm)	Dégrillage (≤ 19 mm) et dessablage	Dégrillage (≤ 10 mm)
Selon l'application :	Dessablage, déshuilage-dégraissage	Déshuilage-dégraissage	s. o.
Conditionnement chimique	Coagulant et floculant (Tableau 7B.1)		
Agent lestant			
Taille :	20-200 μm	10-40 μm	s. o.
Densité :	2,6	5,2	s. o.
Concentration :	1 000-12 000 mg/l	3 000-6 000 mg/l	>500 mg/l
Pertes :	$\approx 0,1$ %	0,06 %-0,7 %	s. o.
MVES/MES :	s. o.	s. o.	0,4-0,6
Critères de mélange - G	Tableau 7B.2		
Coagulation :	Jusqu'à 600 s^{-1}		100-250 s^{-1}
Maturation :	160-400 s^{-1}		30-50 s^{-1}
TCHS			
	Avec lamelles	Sans lamelle	
Débit moyen :	30-50 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	10-15 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	nd
Débit de pointe	100-130 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	24,5-37 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	30 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$
TRH total	Tableau 7B.3		Tableau 7B.4
Débit moyen :	10-15 min		13-18 min
Débit de pointe :	6-8 min		nd
Général :	s. o.		s. o.
Temps de démarrage			Tableau 7B.5
	20-30 min	15 min	<10-30 min

Pertes de charge	≈30 à 75 cm		
Gestion des boues			
Production (en tertiaire) :	16 à 50 g MES/m ³ d'eau traitée (moy. 28 g/m ³) : à préciser par bilan de masse		
Siccité :	0,15 %-0,3 %	0,5 %-1 %	4 %-6 %
Rendements	Tableau 7B.6		Tableau 7B.7
Concentrations à l'effluent			
Traitement primaire :	Similaires à un décanteur primaire assisté chimiquement		
Traitement tertiaire			
MES :	<10 mg/l		
P _{tot} :	≤0,1 mg/l, si affluent ≤1 mg P/l 0,3 mg/l, si affluent ≈2-2,5 mg P/l		
Boues activées avec floculation lestée			
Agent lestant :	Magnétite		
Ratio agent lestant-MSLM :	0,5 à 2,5 sur une base massique		
Concentration de MSLM :	Max. 8 000 mg/l (excluant l'agent lestant)		
TCHS (décanteur) :	4 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹		
Énergie de mélange :	11 W/m ³ de réacteur		
Taux de capture :	92 %-95 % avec tambour magnétique		

Références bibliographiques

- ABRAHAM, K., DEGROOT, G., WAITE, R., NATVIK, O., et PEARCE, M. (2000). *Tertiary Phosphorus Removal in Municipal Wastewater Treatment using the DENSADEG and ACTIFLO Processes*, 8 p.
- AYAA, P. (2022). *Assessing the Role of Magnetite in Municipal Wastewater Treatment*. Thèse de doctorat. Utah State University, 129 p.
- BRIL, J., PINO-JELCIC, S., et CARLSON, J. (2014). « Magnetite Ballasted Technology to Meet Ultra-Low Phosphorus Limits in Wisconsin - A Pilot Study at the Fond du Lac WPCP ». *Proceedings of the 87th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 401-412.
- CANLER, J.-P., et PERRET, J.-M. (2007). *Les clarifloculateurs : plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire*, FNDAE, n°35, 80 p.
- CRITTENDEN, J. C., TRUSSELL, R. R., HAND, D. W., HOWE, K. J., et TCHOBANOGLIOUS, G. (2012). *MWH's Water Treatment: Principles and Design*, 3^e éd. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 1901 p.
- DAVIS, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering: design principles and practice*. New York, NY, USA: McGraw-Hill Education, 912 p.
- DEJEAN, E. (2016). *Overview of some of the French MBBR WWTP : Municipal Plants*, 66 p.
- DESJARDINS, C. (1999). *Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (Actiflo^{MD}) à l'aide d'une procédure modifiée de Jar test*. Mémoire de maîtrise. École polytechnique de Montréal, Canada, 96 p.
- DESJARDINS, C., KOUDJONOU, B., et DESJARDINS, R. (2002). « Laboratory study of ballasted flocculation ». *Water Research*, vol. 36, n° 3, p. 744-754.
- DROSTE, R. L., et GEHR, R. L. (2018). *Theory and practice of water and wastewater treatment*, 2^e éd. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 956 p.
- EARTH TECH (2005). *Westborough Wastewater Treatment Plant Upgrade Phosphorus Treatment – Pilot Study*, 48 p.
- ELLIS, E. P., et CATHCART, A. H. (2008). « Selection, Installation, Startup and Testing of the World's First Full-Scale CoMag Phosphorus Reduction Tertiary Treatment System ». *Proceedings of the 81st Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 3602-3621.
- EVOQUA (2017a). *The BioMag system and the CoMag system - Sturbridge, Massachusetts POTW*, BC-STURBRIDGE-CS-0717, 2 p.
- EVOQUA (2017b). *The BioMag System for Enhanced Secondary Treatment*, BC-BIOMAG-BR-0617, 8 p.
- EVOQUA (2017c). *BioMag/CoMag – Frequently asked questions*, 9 p.
- EVOQUA (2017d). *The CoMag System for Enhanced Primary and Tertiary Treatment*, BC-COMAG-BR-0617, 8 p.
- FRANK, D. A., et SMITH, T. F. (2006). « Side By Side By Side: The Evaluation of Three High Rate Process Technologies for Wet Weather Treatment ». *Proceedings of the 79th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 6723-6747.
- GAGNÉ, B., BEAUDET, J.-F., ELLIOTT, W., et RIVET, R. (1998). « Upgrading wastewater treatment plants for phosphorous removal ». *Proceedings of the 28th Annual WEAO Conference*.
- GANDHI, R. (2013). *Treatment of Combined Sewer Overflows Using Ferrate (VI)*. Mémoire de maîtrise. University of Western Ontario, 94 p.

- GASPERI, J., LABORIE, B., et ROCHER, V. (2012). « Treatment of combined sewer overflows by ballasted flocculation: Removal study of a large broad spectrum of pollutants ». *Chemical Engineering Journal*, vol. 211-212, p. 293-301.
- HAEGH, M., SJÖLIN, C., DAHL, C. P., et HANSEN, A. T. (2010). « Small footprint wastewater treatment plants. The combination of Moving Bed Biofilm Reactors with ballasted floc solids separation ». *Proceedings of the Residuals and Biosolids Conference*, p. 270 - 283.
- HANNER, N., MATTSSON, A., GRUVBERGER, C., NYBERG, U., ASPEGREN, H., FREDRIKSSON, O., NORDQVIST, A., et ANDERSSON, B. (2004). « Reducing the total discharge from a large WWTP by separate treatment of primary effluent overflow ». *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 7, p. 157-162.
- HART, C. L., AMIRHOR, P., JENKINS, T., PARECE, T., et KING, K. (2009). « Unique Approach to Selection of Optimal Low Level Phosphorus Reduction Technology ». *Proceedings of the 82nd Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 4244-4261.
- HESS, M., BLUMENSCHNEIN, C. D., et VOGLER, M. (2004). *ACTIFLO High-Rate Clarification retrofitted into Terminal Treatment Plant at Severstal NA Sparrows Point LLC*, 19 p.
- IMASUEN, E., JUDD, S., et SAUVIGNET, P. (2004). « High - rate clarification of municipal wastewaters: a brief appraisal ». *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, vol. 79, n° 8, p. 914-917.
- JARVIS, S. (2019). *Challenge of meeting low phosphorous levels at Southern Water: High Rate Clarifications Process Trial*, 14 p.
- JIMÉNEZ, B., et RAMOS, J. (1997). « High-Rate Sedimentation for Wastewater Treatment Processes ». *Environmental Technology*, vol. 18, n° 11, p. 1099-1110.
- JOLIS, D., et AHMAD, M.-L. (2004). « Evaluation of High-Rate Clarification for Wet-Weather-Only Treatment Facilities ». *Water Environment Research*, vol. 76, n° 5, p. 474-480.
- KRUGER (2005). *ACTIFLO Pilot Study: Two Bridges Sewerage Authority Lincoln Park, NJ*, 34 p.
- LANOUE, M., MICHAUD, J., et GARBETT, R. (2010). Wastewater Treatment: Novel processes for reducing phosphorus and SS levels down to tertiary discharge standards. *Environmental Science & Engineering Magazine*, mars 2010: 18-22.
- LAPOINTE, M. (2018). *Impact de médias légers et de polymères alternatifs sur la performance de la floculation léchée*. Thèse de doctorat. École polytechnique de Montréal, Canada, 215 p.
- LAPOINTE, M., BROSSEAU, C., COMEAU, Y., et BARBEAU, B. (2017). « Assessing Alternative Media for Ballasted Flocculation ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 143, n° 11.
- LEE, R. M., CARLSON, J. M., BRIL, J., CRAMER, J., et HARENDA, J. (2015). « Pilot Testing Reveals Alternative Methods to Meet Wisconsin's Low Level Phosphorus Limits ». *Proceedings of the 88th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 3238-3252.
- LENG, J., STREHLER, A., BUCHER, B., GELLNER, J., KENNEDY, K., et NEETHLING, J. (2002). « High rate primary treatment – Emerging Technologies ». *Proceedings of the 75th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*.
- LEVECQ, C., BREDA, C., MARTEIL, P., URSEL, V., et SAUVIGNET, P. (2006). *A new design of flocculation tank : The Turbomix® applied to the weighted flocculation*, 8 p.
- MADDEN, J. E., et NEVILLE, M. (2015). « A Tale of Two Treatment Plants – Achieving Low Level Phosphorus Removal in Marlborough, Massachusetts ». *Proceedings of the 88th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 3439-3454.
- MARRS, J., LUNDT, J., HASTINGS, T., et CURL, J. (2017). *Ballasted Sedimentation for Water & Wastewater Treatment*, PNWS-AWWA Conference, 80 p.

- MATSON, B., ECKLEY, P., KESSLER, F. B., EIMSTAD, R. B., DEMIR, J., KRUEGER, R. J., HUNT, K. S., et GRESH, H. W. (2002). *Meeting SSO Treatment Requirements with a high rate process train: Pilot results lead the way*, 30 p.
- METCALF & EDDY - AECOM (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5^e éd. New York, NY, USA: McGraw-Hill, 2018 p.
- MUNN, B., OTT, R., HATALA, N., et HOOK, G. (2007). « Lessons learned from startup of the largest tertiary ballasted settling system in the US ». *Proceedings of the 80th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 1984-1697.
- PERRY, T. (2009). Wastewater Treatment: Technology tackles high phosphorus levels in municipal effluent. *World Water*, septembre-octobre 2009: 47 et 56.
- PINO-JELCIC, S., et WHITTIER, C. (2019). Assessing Ballasted Activated Sludge for Wet Weather Flow Management. *WaterWorld*, février 2019.
- QASIM, S. R., et ZHU, G. (2018). *Wastewater treatment and reuse, theory and design examples, volume 1: Principles and basic treatment*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 1159 p.
- RIEGER, L., GILLOT, S., LANGERGRABER, G., OHTSUKI, T., SHAW, A., TAKACS, I., et WINKLER, S. (2012). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. London, UK: IWA Publishing, 281 p.
- SAMOVALOV, S. (2016). Armed Against Ammonia: Maryland wastewater treatment plant defeats nitrification issues. *Water & Wastes Digest*, août 2016: 16.
- ST. MARIE, D. (2008). *Technical Memorandum: City of Leominster, Massachusetts – Phosphorous Upgrade Alternative Evaluation*, CDM, 31 p.
- SUEZ (s. d.). *Memento degremont®*, édition numérique.
- TOZER, H. G. (2007). « Study of five phosphorus removal processes select CoMag to meet Concord, Massachusetts' stringent new limits ». *Proceedings of the Water Environment Federation Nutrient Removal and Recovery Symposium*, p. 1492-1509.
- USEPA (2003). *Wastewater Technology Fact Sheet : Ballasted Flocculation*, 832F03010, Municipal Technology Branch, 8 p.
- VIK, T. E., et SURWILLO, M. (2007). « Site constraints + ammonia limits + peak wet weather flows = high rate treatment & biosolids technology for the Hearth of the Valley Metropolitan sewerage district ». *Proceedings of the 80th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, p. 3452-3466.
- WEF (2005). *Clarifier Design, MOP FD-8*, 2^e éd. New York, NY, USA: McGraw Hill, 704 p.
- WEF & ASCE (2018). *Design of Water Resource Recovery Facilities, MOP 8*, 6^e éd. New York, NY, É.-U.: McGraw Hill, 2240 p.
- WESTECH (2021). *RapiSand™ Pilot Reduces Phosphorus to Low Levels : Ballasted Flocculation Technology Application*, 2 p.
- WHITTIER, M. C., KALMES, J., PEPIN, R., et TOWNDROW, S. (s. d.). *Solving phosphorus removal challenges with magnetite ballasted technology at Billerica wastewater treatment facility, MA USA*, 7 p.
- XCG CONSULTANTS LTD. (2014). *BioMag™ Process Pilot Demonstration at the Kemptville WPCP Summary Report*, No.: 1-2271-09-01, 276 p.
- YOUNG, J. C., et EDWARDS, F. G. (2003). « Factors affecting ballasted flocculation reactions ». *Water Environ Res*, vol. 75, n° 3, p. 263-272.
- ZAFISAH, N. S., ANG, W. L., MOHAMMAD, A. W., HILAL, N., et JOHNSON, D. J. (2020). « Interaction between ballasting agent and flocs in ballasted flocculation for the removal of suspended solids in water ». *Journal of Water Process Engineering*, vol. 33, p. 101028.



**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec 