

(19) 日本国特許庁(JP)

(12) 特 許 公 報(B2)

(11) 特許番号

特許第4915036号
(P4915036)

(45) 発行日 平成24年4月11日(2012.4.11)

(24) 登録日 平成24年2月3日(2012.2.3)

(51) Int.Cl.		F I			
CO2F	3/34	(2006.01)	CO2F	3/34	1O1A
CO2F	3/10	(2006.01)	CO2F	3/34	1O1B
			CO2F	3/34	1O1D
			CO2F	3/10	A

請求項の数 3 (全 12 頁)

(21) 出願番号	特願2001-232061 (P2001-232061)	(73) 特許権者	000001063
(22) 出願日	平成13年7月31日 (2001.7.31)		栗田工業株式会社
(65) 公開番号	特開2003-39093 (P2003-39093A)		東京都新宿区西新宿3丁目4番7号
(43) 公開日	平成15年2月12日 (2003.2.12)	(74) 代理人	100086911
審査請求日	平成20年6月30日 (2008.6.30)		弁理士 重野 剛
		(72) 発明者	依田 元之
			東京都新宿区西新宿三丁目4番7号 栗田工業株式会社内
		(72) 発明者	今城 麗
			東京都新宿区西新宿三丁目4番7号 栗田工業株式会社内
		(72) 発明者	徳富 孝明
			東京都新宿区西新宿三丁目4番7号 栗田工業株式会社内

最終頁に続く

(54) 【発明の名称】 脱窒方法及び脱窒装置

(57) 【特許請求の範囲】

【請求項1】

アンモニア性窒素を含む原水を、脱窒槽に供給し、該脱窒槽内のアンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする脱窒微生物の作用により亜硝酸性窒素の存在下に脱窒処理する脱窒方法において、

該脱窒槽は、前記脱窒微生物が担体粒子表面に生物膜を形成したものの、又は前記脱窒微生物が自己造粒によりグラニュールになったものを反応槽内に保有するものであり、

複数の該反応槽が直列に配置されており、

第1段目の反応槽に原水の少なくとも一部を通水し、第2段目の反応槽に第1段目の反応槽の処理水と第1段目の反応槽の原水に残部がある場合の残部を通水し、第2段目の反応槽の汚泥を第1段目の反応槽に移送する脱窒方法であって、

第2段目の反応槽に、第1段目の反応槽よりも低い汚泥負荷で通水し、第2段目の反応槽の汚泥負荷をNH₄-N負荷として0.2kg-N/kg-VSS/day以下とすることを特徴とする脱窒方法。

【請求項2】

請求項1において、第1段目の反応槽の汚泥負荷をNH₄-N負荷として0.2~1kg-N/kg-VSS/dayとすることを特徴とする脱窒方法。

【請求項3】

アンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする脱窒微生物を保有し、アンモニア性窒素を含む原水を亜硝酸性窒素の存在下に脱窒処理する脱窒槽を有す

る脱窒装置において、

該脱窒槽は、前記脱窒微生物が担体粒子表面に生物膜を形成したもの、又は前記脱窒微生物が自己造粒によりグラニューールになったものを反応槽内に保有するものであり、

複数の該反応槽が直列に配置されており、

第1段目の反応槽に原水の少なくとも一部を通水する手段と、

第2段目の反応槽に第1段目の反応槽の処理水と第1段目の反応槽の原水に残部がある場合の残部を通水する手段と、

第2段目の反応槽の汚泥を第1段目の反応槽に移送する手段とを備えてなる脱窒装置であって、

第2段目の反応槽は、第1段目の反応槽よりも低い汚泥負荷で通水され、第2段目の反応槽の汚泥負荷が $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として $0.2\text{kg-N/kg-VSS/day}$ 以下とされることを特徴とする脱窒装置。

10

【発明の詳細な説明】

【0001】

【発明の属する技術分野】

本発明は、アンモニア性窒素を含有する原水を、アンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする独立栄養性脱窒微生物により亜硝酸性窒素の存在下に脱窒処理する方法及び装置に係り、特に、この独立栄養性脱窒微生物を含むグラニューール汚泥を保有する脱窒槽に原水を通水して安定かつ効率的な脱窒処理を行う方法及び装置に関する。

20

【0002】

【従来の技術】

排液中に含まれるアンモニア性窒素は河川、湖沼及び海洋などにおける富栄養化の原因物質の一つであり、排水処理工程で効率的に除去する必要がある。一般に、排水中のアンモニア性窒素は、アンモニア性窒素をアンモニア酸化細菌により亜硝酸性窒素に酸化し、更にこの亜硝酸性窒素を亜硝酸酸化細菌により硝酸性窒素に酸化する硝化工程と、これらの亜硝酸性窒素及び硝酸性窒素を従属栄養性細菌である脱窒菌により、有機物を電子供与体として利用して窒素ガスにまで分解する脱窒工程との2段階の生物反応を経て窒素ガスにまで分解される。

【0003】

しかし、このような従来の硝化脱窒法では、脱窒工程において電子供与体としてメタノールなどの有機物を多量に必要とし、また硝化工程では多量の酸素が必要であるため、ランニングコストが高いという欠点がある。

30

【0004】

これに対して、近年、アンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする独立栄養性微生物（自己栄養細菌）を利用し、アンモニア性窒素と亜硝酸性窒素とを反応させて脱窒する方法が提案された。この方法であれば、有機物の添加は不要であるため、従属栄養性の脱窒菌を利用する方法と比べて、コストを低減することができる。また、独立栄養性の微生物は収率が低く、汚泥の発生量が従属栄養性微生物と比較すると著しく少ないので、余剰汚泥の発生量を抑えることができる。更に、従来の硝化脱窒法で観察される N_2O の発生がなく、環境に対する負荷を低減できるといった特長もある。

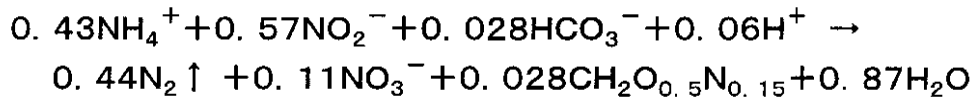
40

【0005】

この独立栄養性脱窒微生物（以下「ANAMMOX微生物」と称す場合がある。）を利用する生物脱窒プロセスは、Strous, M, et al., Appl. Microbiol. Biotechnol., 50, p.589-596 (1998) に報告されており、以下のような反応でアンモニア性窒素と亜硝酸性窒素が反応して窒素ガスに分解されることが考えられている。

【0006】

【化1】



【 0 0 0 7 】

しかし、上記生物脱窒法では、反応に参与する A N A M M O X 微生物がその収率が低い分、増殖速度が遅く、反応槽内に高濃度に保持することが困難であり、このために処理効率を高めることができないという問題があった。

10

【 0 0 0 8 】

ところで、従属栄養性細菌である脱窒菌を利用する従来の硝化脱窒法では、原水を反応槽の下部より上向流で流入させ、菌の付着担体を用いることなく、汚泥をブロック化又は粒状化させて粒径 1 ~ 数 mm のグラニュール汚泥の汚泥床（スラッジブランケット）を形成させ、反応槽中に高濃度の微生物を保持して、高負荷処理を行う U S B（Upflow Sludge Bed；上向流汚泥床）方式で処理が行われている。

【 0 0 0 9 】

【発明が解決しようとする課題】

従って、A N A M M O X 微生物についても、上向流反応槽や S B R（回分式反応槽）で造粒したグラニュール汚泥を用いて、U S B 方式で高負荷で生物脱窒処理を行うことが考えられるが、A N A M M O X 微生物は、独立栄養性であるために、増殖速度が小さく、粘質物（菌体外ポリマー）の産出量が少なく、このために形成されるグラニュール汚泥の強度が弱く、ガスの発生による汚泥床内の攪拌や原水の上昇水流による攪乱等によりグラニュール汚泥が崩壊し易い。このため、反応槽内にグラニュール汚泥を安定的に保持し得ないという欠点があった。

20

【 0 0 1 0 】

A N A M M O X 微生物のグラニュール汚泥の強度を上げるために、B O D 源を少量添加して他の従属栄養性微生物をグラニュール汚泥に付着させて増殖させることも考えられるが、この方法は、A N A M M O X 微生物の生育環境を劣化させ、A N A M M O X 微生物の活性低下を引き起こす可能性があり、好ましい方法とは言えない。

30

【 0 0 1 1 】

また、グラニュール汚泥を用いた生物脱窒処理では、グラニュール汚泥の粒径が増大するに従って、内部の微生物が失活して空洞を生じたグラニュール汚泥が、反応で発生するガスにより浮上し、著しい場合には反応槽から流出する問題もある。

【 0 0 1 2 】

このようなことから、A N A M M O X 微生物を利用した U S B 方式にて安定かつ効率的な脱窒処理を行うためには、グラニュール汚泥の強度を維持しながら安定的に汚泥を増殖させる必要があり、また浮上汚泥発生の原因となるグラニュール内部の空洞の形成を予防する必要がある。

【 0 0 1 3 】

本発明は上記従来の問題点を解決し、反応槽内に A N A M M O X 微生物のグラニュール汚泥を保持して生物脱窒処理を行うに当たり、グラニュール汚泥の強度を維持して安定的に増殖させると共に、グラニュール内部の空洞の形成を防止して汚泥の浮上を防止し、安定かつ効率的な処理を行うことができる脱窒方法及び脱窒装置を提供することを目的とする。

40

【 0 0 1 4 】

【課題を解決するための手段】

本発明の脱窒方法は、アンモニア性窒素を含む原水を、脱窒槽に供給し、該脱窒槽内のアンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする脱窒微生物の作用により亜硝酸性窒素の存在下に脱窒処理する脱窒方法において、該脱窒槽は、前記脱窒微

50

生物が担体粒子表面に生物膜を形成したものの、又は前記脱窒微生物が自己造粒によりグラニューールになったものを反応槽内に保有するものであり、複数の該反応槽が直列に配置されており、第1段目の反応槽に原水の少なくとも一部を通水し、第2段目の反応槽に第1段目の反応槽の処理水と第1段目の反応槽の原水に残部がある場合の残部を通水し、第2段目の反応槽の汚泥を第1段目の反応槽に移送する脱窒方法であって、第2段目の反応槽に、第1段目の反応槽よりも低い汚泥負荷で通水し、第2段目の反応槽の汚泥負荷を $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として $0.2\text{ kg-N/kg-VSS/day}$ 以下とすることを特徴とする。

【0015】

本発明の脱窒装置は、アンモニア性窒素を電子供与体とし、亜硝酸性窒素を電子受容体とする脱窒微生物を保有し、アンモニア性窒素を含む原水を亜硝酸性窒素の存在下に脱窒処理する脱窒槽を有する脱窒装置において、該脱窒槽は、前記脱窒微生物が担体粒子表面に生物膜を形成したものの、又は前記脱窒微生物が自己造粒によりグラニューールになったものを反応槽内に保有するものであり、複数の該反応槽が直列に配置されており、第1段目の反応槽に原水の少なくとも一部を通水する手段と、第2段目の反応槽に第1段目の反応槽の処理水と第1段目の反応槽の原水に残部がある場合の残部を通水する手段と、第2段目の反応槽の汚泥を第1段目の反応槽に移送する手段とを備えてなる脱窒装置であって、第2段目の反応槽は、第1段目の反応槽よりも低い汚泥負荷で通水され、第2段目の反応槽の汚泥負荷が $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として $0.2\text{ kg-N/kg-VSS/day}$ 以下とされることを特徴とする。

【0016】

なお、以下において、ANAMMOX微生物が担体粒子表面に生物膜を形成したものの、及びANAMMOX微生物の自己造粒により形成されたグラニューールを「グラニューール」と総称する。

【0017】

本発明では、反応槽を2槽以上、例えば2槽直列に配置して第1段目の反応槽を高い汚泥負荷で運転することにより、グラニューールの内部にまで基質を十分に浸透させ、ANAMMOX微生物の自己造粒作用を高めて、緻密で強度の高いグラニューールを形成する。

【0018】

第1段目の反応槽では、このように高い汚泥負荷とすることで、ガス発生量が多くなり、流出部における固液分離性が悪くなるため、例えば反応槽上部に従来のUSB型嫌気処理装置にみられるようなGSS、即ち気液固分離装置を設置しても、汚泥の流出は避けられない。従って、第二段目の反応槽では、第1段目の反応槽から流出した汚泥の固液分離に重点を置き、第2段目の反応槽の処理水中に流出した汚泥を捕捉する。

【0019】

この第2段目の反応槽では、第1段目の反応槽の処理水を通水するため、汚泥負荷が低くなり、残留基質濃度も低いため、ガスの発生量は少なく、固液分離が容易となる。なお、第2段目の反応槽の負荷が低過ぎる場合、第2段目の反応槽の活性低下が問題となるため、このような場合には、原水の一部を第1段目の反応槽をバイパスさせて第2段目の反応槽に直接導入することで第2段目の反応槽の負荷を調整する。

【0020】

また、第1段目の反応槽からは汚泥が流出し、これが第2段目の反応槽で捕捉されるが、この第2段目の反応槽からは、適宜第1段目の反応槽に汚泥を返送する。即ち、第1段目の反応槽から流出する汚泥は、高負荷運転で発生したガスにより汚泥床内で攪拌されることによって生じたグラニューールの微小破片であるため、このような粒径の小さいグラニューールを第1段目の反応槽に返送することにより、第1段目の反応槽のグラニューールの平均粒径を小さくし、グラニューールの肥大化及びそれによる浮上を防止することもできる。

【0021】

本発明において、第1段目の反応槽の汚泥負荷は $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として $0.2\sim 1\text{ kg-N/kg-VSS/day}$ 、特に $0.3\sim 0.5\text{ kg-N/kg-VSS/day}$ の比較的高い負荷とし、第2段目の反応槽の汚泥負荷は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として 0.2 kg-N

10

20

30

40

50

/ kg - VSS / day 以下、特に 0.05 ~ 0.15 kg - N / kg - VSS / day の低負荷とするのが好ましい。

【0022】

【発明の実施の形態】

以下に図面を参照して本発明の脱窒方法及び脱窒装置の実施の形態を詳細に説明する。

【0023】

図1は、本発明の脱窒装置の実施の形態を示す系統図である。

【0024】

この脱窒装置では、UASB反応槽が2槽直列に設けられている。

【0025】

第1段目のUASB反応槽1は、内部にANAMMOX微生物のグラニユール汚泥床2が形成され、底部に原水の流入配管3が接続されている。反応槽1の上部にはGSS（気液固分離装置）4が設けられ、このGSS4から、処理水の移送配管5と処理水の一部を循環水として原水流入配管3に戻す循環配管6が引き出されている。処理水の移送配管5は、第2段目のUASB反応槽11の流入配管13に連結されている。

10

【0026】

第2段目のUASB反応槽11は、第1段目のUASB反応槽1と同様に、内部にANAMMOX微生物のグラニユール汚泥床12が形成され、底部に被処理液の流入配管13が接続され、上部にGSS14が設けられている。このGSS14から処理水の排出配管15と処理水の一部を循環水として流入配管13に戻す循環配管16が引き出されている。

20

【0027】

原水を第1段目のUASB反応槽1に導入する流入配管13からは、原水の一部を必要に応じて直接第2段目のUASB反応槽11に導入するためのバイパス配管17が分岐している。

【0028】

また、第2段目のUASB反応槽11のグラニユール汚泥床12から、第1段目のUASB反応槽1のグラニユール汚泥床2に汚泥を移送するための移送配管18が設けられている。

【0029】

原水は、配管6からの循環水と共に配管3から第1段目のUASB反応槽1の底部に導入される。UASB反応槽1に導入された原水は、ANAMMOX微生物のグラニユール汚泥床2を上向流で上昇する間に、ANAMMOX微生物により生物脱窒処理され、処理水は配管5より排出され、処理水の一部は配管6より原水流入配管3に循環される。配管5より排出された第1段目のUASB反応槽1の処理水は、次いで配管16からの循環水と共に導入配管13より第2段目のUASB反応槽11の底部に導入され、ANAMMOX微生物のグラニユール汚泥床12を上向流で上昇し、その間に更に生物脱窒処理され、処理水は配管15より系外へ排出される。また、処理水の一部は配管16より導入配管13に循環される。

30

【0030】

第1段目のUASB反応槽1では、比較的高い負荷で処理を行って、グラニユールの内部にまで基質を十分に浸透させ、ANAMMOX微生物の自己造粒作用を高めて、緻密で強度の高いグラニユールを形成する。

40

【0031】

このために、第1段目のUASB反応槽1では、NH₄-N負荷として0.2 ~ 1 kg - N / kg - VSS / day、特に0.3 ~ 0.5 kg - N / kg - VSS / dayの汚泥負荷となるように通水し、第1段目のUASB反応槽1の処理水中に残留する基質濃度を、アンモニア性窒素濃度及び亜硝酸性窒素濃度のいずれかが10 ~ 180 mg - N / L程度、より好ましくは20 ~ 100 mg - N / L、特に30 ~ 70 mg - N / L程度となるようにするのが好ましい。

【0032】

汚泥負荷が上記範囲よりも低いと十分な強度のグラニユールを形成し得ず、グラニユール

50

の破壊が生じたり、また、グラニューール内部に微生物の失活による空洞が生じ易い。汚泥負荷が上記範囲よりも高いと過負荷となり、好ましくない。特に、第1段目のUSB反応槽1の処理水中に残留するアンモニア性窒素と亜硝酸性窒素のいずれかの濃度が200mg-N/L以上となると阻害作用が現れるため、この濃度は200mg-N/L以下とすることが好ましく、特に、亜硝酸性窒素については、100mg-N/L以下となるように制御することが好ましい。

【0033】

一方、第2段目のUSB反応槽11では、第1段目のUSB反応槽1よりも低い汚泥負荷で通水することにより、第1段目のUSB反応槽1から流出したグラニューールを捕捉する。従って、この第2段目のUSB反応槽11では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷として0.2kg-N/kg-VSS/day以下、好ましくは0.05~0.15kg-N/kg-VSS/dayの低い汚泥負荷とする。第2段目のUSB反応槽11の汚泥負荷が0.2kg-N/kg-VSS/dayを超えると、この第2段目のUSB反応槽11からもグラニューールが流出する恐れがあり、また、処理水の水質も悪化し好ましくない。

10

【0034】

なお、第2段目のUSB反応槽11には、第1段目のUSB反応槽1で脱窒処理された処理水が導入されるため、基質が不足する場合がある。従って、このような場合には、必要に応じて、原水の一部をバイパス配管17から直接第2段目のUSB反応槽11に導入し、第2段目のUSB反応槽11で不足する基質を補うことができる。

20

【0035】

また、移送配管18より、適宜第2段目のUSB反応槽11から第1段目のUSB反応槽1にグラニューールを返送する。即ち、第1段目のUSB反応層1から流出するグラニューールは、高負荷運転で発生したガスによりグラニューール汚泥床2内で攪拌されることによって生じたグラニューールの微小破片であるため、このような粒径の小さいグラニューールを第1段目のUSB反応槽1に返送することにより、第1段目のUSB反応槽1のグラニューールの平均粒径を小さくし、グラニューールの肥大化及びそれによる浮上を防止することができ、好ましい。

【0036】

なお、第1段目のUSB反応槽1と第2段目のUSB反応槽11とは、必ずしも同等の容積である必要はなく、第2段目のUSB反応槽11は第1段目のUSB反応槽1よりも小容量のものとしても良い。また、第1段目のUSB反応槽1と第2段目のUSB反応槽11とは平面的に2槽並べて配置しても良いが、設置面積を低減させるために、立体的に積み重ねて設けても良い。

30

【0037】

本発明の脱窒方法において、処理対象となる原水は、アンモニア性窒素及び亜硝酸性窒素を含む水であり、有機物及び有機性窒素を含むものであってもよいが、これらは脱窒処理前に予めアンモニア性窒素になる程度まで分解しておくことが好ましく、また、溶存酸素濃度が高い場合には、必要に応じて溶存酸素を除去しておくことが好ましい。原水は無機物を含んでいてもよい。また、原水はアンモニア性窒素を含む液と亜硝酸性窒素を含む液を混合したものであってもよい。例えば、アンモニア性窒素を含む排水をアンモニア酸化微生物の存在下に好気性処理を行い、アンモニア性窒素の一部、好ましくはその1/2を亜硝酸に部分酸化したものを原水とすることができる。更には、アンモニア性窒素を含む排水の一部をアンモニア酸化微生物の存在下に好気性処理を行い、アンモニア性窒素を亜硝酸に酸化し、アンモニア性窒素を含む排水の残部と混合したものを原水としても良い。

40

【0038】

一般的には、下水、し尿、嫌気性消化脱離液等のアンモニア性窒素、有機性窒素及び有機物を含む排水が処理対象となる場合が多いが、この場合、これらを好気性又は嫌気性処理して有機物を分解し、有機性窒素をアンモニア性窒素に分解し、さらに部分亜硝酸化或いは、一部についての亜硝酸化を行った液を原水とすることが好ましい。

【0039】

50

原水のアンモニア性窒素と亜硝酸性窒素の割合はモル比でアンモニア性窒素 1 に対して亜硝酸性窒素 0.5 ~ 2、特に 1 ~ 1.5 とするのが好ましい。原水中のアンモニア性窒素及び亜硝酸性窒素の濃度はそれぞれ 5 ~ 1000 mg/L、5 ~ 200 mg/L であることが好ましいが、処理水を循環して希釈すればこの限りではない。

【0040】

原水の脱窒条件としては、例えば反応槽内液の温度が 10 ~ 40、特に 20 ~ 35、pH が 5 ~ 9、特に 6 ~ 8、溶存酸素濃度が 0 ~ 2.5 mg/L、特に 0 ~ 0.2 mg/L、BOD 濃度が 0 ~ 50 mg/L、特に 0 ~ 20 mg/L の範囲とするのが好ましい。

【0041】

グラニュール汚泥を形成する場合、微生物だけではグラニュール形成に期間を要するので、核となる物質を添加し、その核の周りに ANAMMOX 微生物の生物膜を形成させることが望ましい。この場合、核として、例えば微生物グラニュールや非生物的な担体を挙げることができる。

10

【0042】

核として用いられる微生物グラニュールとしては、メタン菌グラニュール等の嫌気性微生物や従属栄養性脱窒菌グラニュール等を挙げることができる。メタン菌グラニュールは、UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; 上向流嫌気性汚泥床) 法もしくは EGSB (Expanded Granule Sludge Bed; 展開粒状汚泥床) 法でメタン発酵が行われているメタン発酵槽で使用されているものを適用できる。また、従属栄養性脱窒グラニュールは、USB 方式の通常の脱窒槽で利用されるものを適用できる。これらのグラニュールはそのままの状態、又はその破砕物として用いることができる。独立栄養性脱窒微生物はこのような微生物グラニュールに付着しやすく、グラニュールの形成に要する時間が短縮される。また、核として非生物的な材料を用いるよりも経済的である。

20

【0043】

核として用いられる非生物的な材料としては、例えば、活性炭、ゼオライト、ケイ砂、ケイソウ土、焼成セラミック、イオン交換樹脂等、好ましくは活性炭、ゼオライト等よりなる、粒径 50 ~ 200 μm 、好ましくは 50 ~ 100 μm で、平均比重 1.01 ~ 2.5、好ましくは 1.1 ~ 2.0 の担体を挙げることができる。

【0044】

このようにして形成される ANAMMOX 微生物のグラニュール汚泥は、平均粒径が 0.25 ~ 3 mm、好ましくは 0.25 ~ 2 mm、より好ましくは 0.25 ~ 1.5 mm 程度、平均比重が 1.01 ~ 2.5、好ましくは 1.1 ~ 2.0 であることが望ましい。グラニュールの粒度が小さいほど比表面積が大きくなるので、高い汚泥濃度を維持し、脱窒処理を効率よく行う点で好ましい。

30

【0045】

本発明の生物脱窒方法は、具体的には、嫌気性処理で見られるような UASB 方式又は EGSB 方式で反応槽内の ANAMMOX 微生物のグラニュール汚泥を原水の上向流で展開させてグラニュール汚泥床を形成して行うのが、原水とグラニュール汚泥との接触効率を高くすることができ、好ましい。なお、処理水の一部は循環水として、反応槽の原水導入側へ戻す。

40

【0046】

この場合、UASB 方式であれば循環水量は原水量の 0.5 ~ 10 倍とし、反応槽内の上向流速 (原水と循環水との合計の流速) を 0.5 ~ 2 m/hr とするのが好ましい。また、EGSB 方式であれば循環水量は原水量の 0.5 ~ 20 倍とし、反応槽内の上向流速 (原水と循環水の合計の流速) を 2 ~ 15 m/hr としてグラニュール汚泥床を展開させて通液する。

【0047】

なお、本発明においては、グラニュール汚泥をより強固とするために、高分子凝集剤 (ポリマー) を第 1 段目の USB 反応槽 1 に添加しても良い。

【0048】

50

この場合、添加するポリマーとしては、アニオン系、カチオン系、ノニオン等の合成又は天然高分子ポリマーを用いることができるが、好ましくは、分子量が $10^3 \sim 10^6$ 程度の比較的分子量の低いポリマーが好ましく、特に、気泡の付着性が低いカチオンサイトを有するジメチルアミノエチルアクリレート、ジメチルアミノエチルメタクリレート等のカチオン性モノマのホモポリマ、それらのカチオン性モノマとアクリルアミド、メタクリルアミドとのコポリマ、ポリビニルアミジン、キトサン等のカチオン性水溶性ポリマーが好適である。

【0049】

ポリマーの添加量は、少ないと添加によるグラニュール汚泥の強度向上効果が十分に得られず、多過ぎると、グラニュール汚泥同士が付着し合っ粒塊化し、ガスを補足し易くなり、浮上性が高められるため、USB反応槽1への流入水量（原水と循環水との合計水量）に対して $0.1 \sim 5 \text{ mg/L}$ 程度の濃度となるように添加するのが好ましい。

10

【0050】

ポリマーの添加は連続添加でも間欠添加でも良い。間欠添加の場合、添加の頻度は $10 \sim 100$ 分に1回程度の頻度とするのが好ましい。

【0051】

【実施例】

以下に実施例及び比較例を挙げて本発明をより具体的に説明する。

【0052】

実施例1

脱窒汚泥から馴養したANAMMOX微生物のグラニュール汚泥を用いて、図1に示す脱窒装置により連続実験を行った。

20

【0053】

第1段目のUSB反応槽としては、内径 10 cm 、高さ約 120 cm のPVCカラム（容量約 7.5 L ）を用い、第2段目のUSB反応槽には内径 7.5 cm 、高さ約 100 cm のPVCカラム（容量約 4 L ）を用いた。これらのカラムは、各々内部に気液固分離装置を備える。

【0054】

通水開始時に、上記グラニュール汚泥を第1段目の反応槽に約 4 L （約 120 g-VSS ）充填し、第2段目の反応槽に約 2 L （約 60 g-VSS ）充填した。この脱窒装置を30に制御された恒温室に設置して実験を行った。原水としては、下水処理水にアンモニア及び亜硝酸を添加して $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度及び $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度を各々 300 mg-N/L とし、 $\text{pH} 7.5$ に調整したものを用い、下記の通水条件で通水した。なお、各カラム上部の処理水は一部ポンプにより反応槽の底部に約 100 mL/min （ 144 L/day ）で循環した。運転中は、1週間に1回の頻度で、第2段目の反応槽から手動で汚泥を界面が一定になるように $100 \sim 500 \text{ mL}$ （約 $3 \sim 5 \text{ g-VSS}$ ）引き抜いて第1段目の反応槽に返送した。

30

【0055】

[通水条件]

通水量：240 L/day

第1段目反応槽負荷：9.5 kg-N/m³/day

第1段目反応槽汚泥負荷 (NH₄-N負荷)：

0.6 kg-N/kg-VSS/day

第2段目反応槽汚泥負荷 (NH₄-N負荷)：

0.12 kg-N/kg-VSS/day

第1段目と第2段目の反応槽の合計負荷：6.3 kg-N/m³/day

反応槽内上向流速：2.0 m/hr

10

【0056】

連続運転を4ヶ月間行って、その間の処理性能（第2段目の反応槽の処理水中の残留NH₄-N濃度）を調べ、結果を図2に示した。

【0057】

また、実験開始直後、2ヶ月後（60日目）及び4ヶ月後（120日目）に、第1段目の反応槽内のグラニユール汚泥の強度及び浮上ポテンシャルを下記方法で評価し、結果を表1に示した。

20

【0058】

[グラニユール汚泥の強度]

反応槽からグラニユール汚泥を採取し、1Lのメスシリンダーに静止容量で100mL充填した。純水を500mLのレベルまで加え、窒素ガスを300mL/minでセラミック散気球を通してこのメスシリンダー中に供給してメスシリンダー内を攪拌し、24時間後の汚泥の存在形態を評価した。評価は、粒径0.25mm以下の細かな汚泥に分散化したものの、汚泥全体に占める割合を調べることにより行った。この値が小さいほど、グラニユール汚泥の強度が高い。

【0059】

[グラニユール汚泥の浮上ポテンシャル]

反応槽からグラニユール汚泥を採取して三角フラスコ内に30mL入れ、第2段目の反応槽の処理水にアンモニアと亜硝酸を添加して、NH₄-N濃度及びNO₂-N濃度を各々100mg-N/Lとした水を入れて30で12時間静置培養し、浮上する汚泥と沈殿する汚泥の重量をそれぞれ測定し、浮上汚泥の全体汚泥に占める割合を浮上ポテンシャルと定義した。

30

【0060】

なお、この実施例1では、4ヶ月の連続運転後の第1段目及び第2段目の反応槽の合計の汚泥量は245g-VSSに増加していた。

【0061】

比較例1

実施例1において、第2段目の反応槽を用いず、第1段目の反応槽のみで下記の通水条件で通水を行ったこと以外は同様にして4ヶ月間の連続運転を行い、同様に処理性能とグラニユール汚泥の強度及び浮上ポテンシャルを調べ、結果を図2及び表1に示した。

40

【0062】

なお、この比較例1では、4ヶ月の連続運転後の反応槽内の汚泥量は85g-VSSに減少していた。

【0063】

[通水条件]

通水量：100L/day

反応槽負荷：4kg-N/m³/day

反応槽汚泥負荷 (NH₄-N負荷)：

0.25kg-N/kg-VSS/day

反応槽内上向流速：2.0m/hr

【0064】

10

【表1】

	実施例1		比較例1	
	強度 (%)	浮上ポテンシャル (%)	強度 (%)	浮上ポテンシャル (%)
実験開始時	4.5	<1	4.5	<1
2ヵ月後(60日目)	3.3	3.8	12.5	15.4
4ヵ月後(120日目)	4.8	3.2	22.8	23.8

20

【0065】

実施例1及び比較例1の結果を比較することにより、次のことが明らかである。

【0066】

比較例1では、運転開始当初処理は順調であったが、1ヶ月目ほどから汚泥浮上が始まり、またグラニューールも崩壊することによって汚泥量は減少気味で、開始時の120g-VSSに対して実験終了時では85g-VSSになっていた。このため徐々に処理性能が悪化しており、運転開始後3ヶ月では処理水のNH₄-N濃度は30mg-N/Lを越すようになった。一方、実施例1では汚泥の状態は安定しており、汚泥量も徐々に増加傾向にあり、全体としての汚泥量は運転開始時の180g-VSSから245g-VSSまで増加した。そして、処理性能も常に安定しており、良好な結果が得られた。なお、実施例1において、第1段目の反応槽の処理水のアンモニア性窒素濃度は30~40mg-N/Lの範囲であり、亜硝酸性窒素濃度は30~40mg-N/Lの範囲であった。

30

【0067】

比較例1では、全体の負荷は4kg-N/m³/dayで運転を行ったのに対し、実施例1では第1段目の反応槽の汚泥負荷が0.6kg-N/kg-VSS/dayとなるような運転を行い、第2段目の反応槽も含めた全体の槽負荷は6.3kg-N/m³/dayであり、負荷は比較例1の場合の1.5倍である。即ち、実施例1では比較例1よりも50%以上高い負荷条件で、安定な処理を行えた。

40

【0068】

【発明の効果】

以上詳述した通り、本発明の脱窒方法及び脱窒装置によれば、ANAMMOX微生物のグラニューール汚泥を保持した反応槽内に原水を通水して脱窒処理するに当たり、緻密で強度が高く、沈降性の良いグラニューール汚泥を形成して長期に亘り安定かつ効率的な脱窒処理を行うことができる。

【図面の簡単な説明】

【図1】本発明の脱窒装置の実施の形態を示す系統図である。

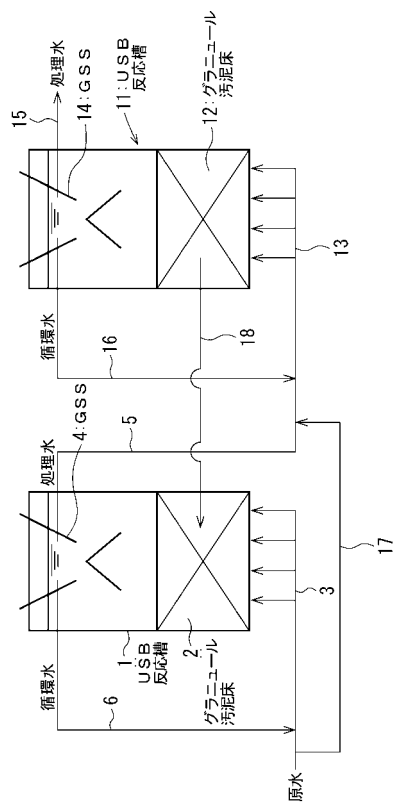
50

【図2】実施例1及び比較例1における脱窒処理性能を示すグラフである。

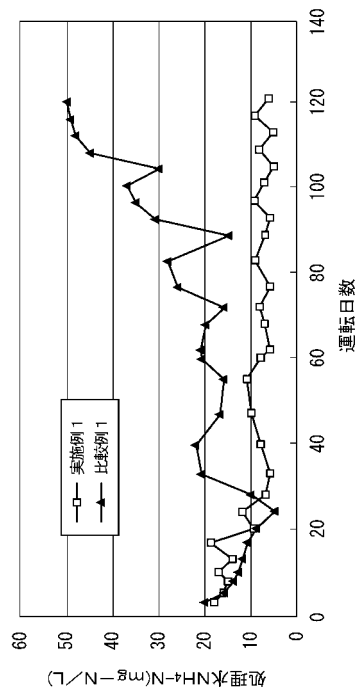
【符号の説明】

- 1, 11 USB反応槽
- 2, 12 グラニュール汚泥床
- 4, 14 GSS

【図1】



【図2】



フロントページの続き

審査官 伊藤 紀史

(56)参考文献 特表平03-501099(JP,A)

特開2000-237786(JP,A)

特開平11-207387(JP,A)

特開2001-104992(JP,A)

特開2003-024982(JP,A)

特開2002-346593(JP,A)

特開2003-024984(JP,A)

MARC STROUS, ERIC VAN GERVEN, PING ZHENG, J.GIJS KUENEN, MIKE S.M.JETTEN, AMMONIUM REMOVAL FROM CONCENTRATED WASTE STREAMS WITH THE ANAEROBIC AMMONIUM OXIDATION(ANAMMOX)PROCESS IN DIFFERENT REACTOR CONFIGURATIONS, WaterResarch, 英国, Elsevier Science Ltd, 1997年, Vol.31, No.8, p.1955 - p.1962

(58)調査した分野(Int.Cl., DB名)

C02F 3/34

C02F 3/10