

電気透析法による 硝酸性窒素除去

1. 水道における硝酸性窒素除去

地下水中の硝酸性窒素はイオン化しており、水道の従来処理法である凝集沈澱+砂ろ過では除去できず、さらに高度処理法である生物処理、オゾン+活性炭処理でも除去することはできない。また、自家用飲用井戸の汚染の場合、家庭レベルでの煮沸、浄水器（活性炭+膜）でも除去できない。したがって、水道レベルで硝酸性窒素を除去するためには新たな高度処理が必要となる。

硝酸性窒素の除去方法（図1）は、

- ① 物理化学的に取り除く方法（イオン交換樹脂法、逆浸透膜法、電気透析法）
- ② 生物学的に窒素まで還元する方法

の2種に大別されるが、それぞれ以下のような特徴を有している。

- ① 物理化学的方法
 - ・処理水を2次汚染することがない
 - ・高濃度硝酸性窒素を含む濃縮排水や塩濃度の高い再生排水を発生する
- ② 生物学的方法
 - ・硝酸性窒素を窒素ガスに還元・無害化できる
 - ・栄養源（有機物・リン）の添加が必要（地下水に栄養源は含まれていない）
 - ・処理水を生物代謝物で汚染する（浄水処理）

* Hironobu NISHIO ; (株)神鋼環境ソリューション 技術本部 水処理第二技術部 (Tel. 078-232-8121)

理には適用できない)

これらの特徴と、維持管理性やランニングコストの低さなどから、電気透析法によって硝酸性窒素を除去し、その濃縮排水を生物脱窒法によって無害化するプロセス（図2）は、硝酸性窒素を効率よく除去するプロセスの1つと言える。

2. 電気透析法

〈極性転換方式電気透析法〉

電気透析（Electrodialysis: ED）とは、電気エネルギーを用いて溶液中の溶解イオンを膜を介し、もう一方の溶液に移動させるプロセスである（図3）。

電気透析（ED）では、スケール防止用の酸注入と膜表面に付着した帯電コロイドを除去するために定期的な解体洗浄が必要となる。しかし、電極極性を転換（陽極⇄陰極）すれば、スケール防止用の酸注入が不要となり、膜の解体洗浄が軽減できる。

このように、電極の極性を一定時間毎に転換させる電気透析法が極性転換方式電気透析法（Electrodialysis Reversal: EDR）である（図4）。以下に、本技術の特徴を示す。

西尾 弘伸*

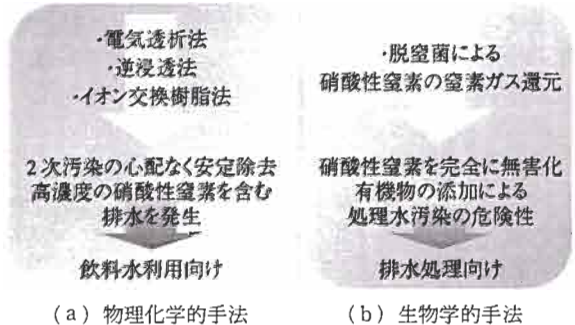


図1 硝酸性窒素の除去方法



図2 クローズドシステム

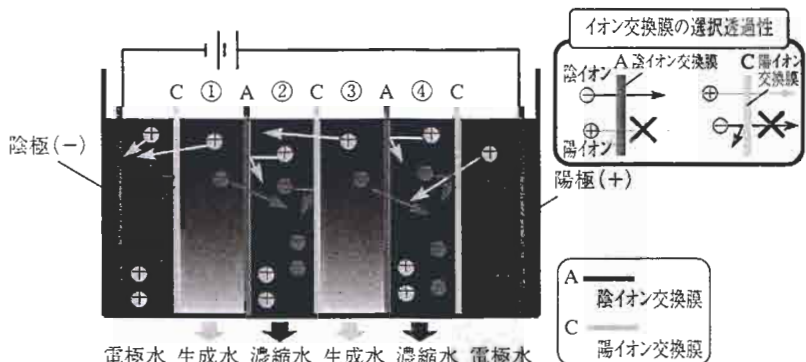


図3 電気透析法の原理

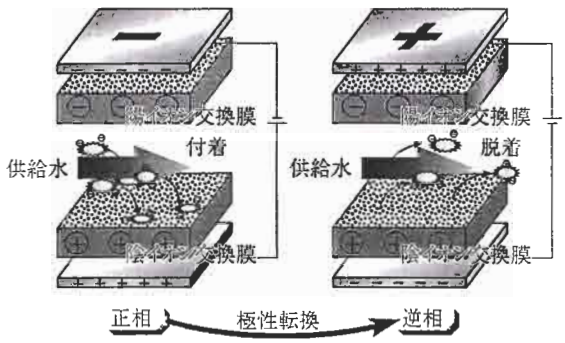


図4 極性転換方式電気透析法の原理

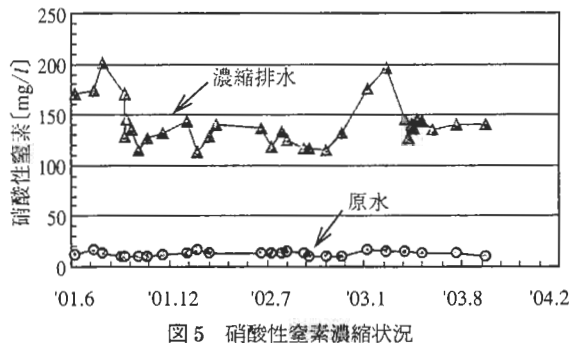


図5 硝酸性窒素濃縮状況

① 極性転換による自己洗浄機能
 イオン交換膜表面に付着する有機コロイドは、電極の極性を入れ替えることにより、電気的に剝離・脱着される。

- ② スケール防止用薬品（酸など）が不要
- ③ 高い回収率

スケール防止用の酸を注入しないため、電極排水を回収・再利用が可能となる。極性転換後の生成水は、硝酸性窒素濃度が設定値を上回るため排水する（始動排水）が、この始動排水も回収するため、回収率は高くなる。

- ④ 省スペース

イオン交換膜を水平に組むため、透析槽の大きさは膜面積分となりコンパクトである。

3. 電気透析濃縮排水の処理（生物学的硝酸性窒素除去）

電気透析における硝酸性窒素は、生成室から濃縮室への移動であるため、濃縮排水には高濃度の硝酸性窒素が含まれる。濃縮排水の硝酸性窒素濃度は、約10倍に濃縮される。長崎県A町での原水（地下

水）と濃縮排水の経日変化を図5に示した。
 この濃縮排水をそのまま放流すると、硝酸性窒素は富栄養化原因物質の1つとなり、赤潮などを引き起こす。環境保全の面から、硝酸性窒素は水系から排除することが望ましいと言える。この濃縮排水の硝酸性窒素の除去として、生物脱窒法を用いたシステムが有効となる。

〈生物学的硝酸性窒素除去方法〉

水系や土壌中には硝酸性窒素を窒素ガスに還元除去する能力を持った微生物（脱窒菌）が多く存在している。この脱窒菌を反応槽に保持し、ここに電気透析装置の濃縮排水を通水すると、脱窒菌の働きによって硝酸性窒素は無害な窒素ガスとなって大気に排出され、清浄な処理水が得られる。この反応の際には、硝酸の他に有機物が必要となる。しかし、電気透析の濃縮排水には有機物はほとんど含まれておらず、外部からの添加が必要となるため、水素供与体としてメタノールを添加する。

生物脱窒装置は、脱窒菌が自己造粒化したグラニュールを用いる方法で、特別な操作なしで脱窒菌を高濃度に維持できるため、維持管理が容易であり、原水の硝酸性窒素濃度変動に強いといった特徴を有

している。

脱窒槽は、グラニュールが保持されているベッド部と、発生ガスの捕集およびグラニュールの流出を防ぐGSS部（Gas-Solid Separator）で構成されている（図6）。脱窒槽は上向流式であり、原水およびメタノールは下部から供給され、処理水は上部から流出する。原水が脱窒槽を上昇する間に、原水中の硝酸は脱窒菌の働きによって窒素ガスに還元除去され、外部から供給したメタノールは水と炭酸ガスに分解される。これらの発生ガスはGSS部より系外に排出されるが、無害なためそのまま大気放出できる。

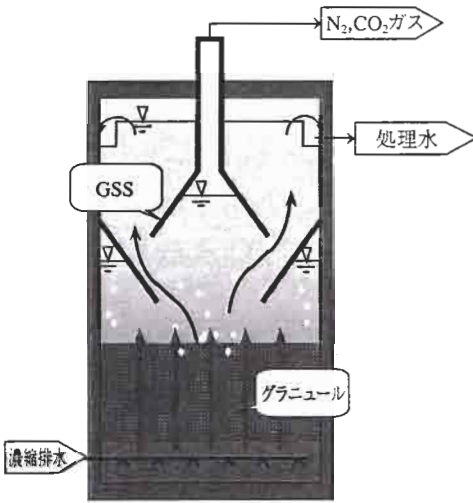


図6 脱窒槽の概略構造

グラニュールは原水および発生ガスの上昇流によって膨張床を形成するが、粒径が2~3mmと大きく、かつ沈降速度が大きいため処理水には流出しない。

4. 長崎県の自治体における事例

電気透析法と生物脱窒法を組み合わせたシステム（図7）は、長崎県の自治体などで導入されている。これらの地区では畑作が中心で、とくに馬鈴薯が主な作物である。堆肥や窒素系肥料の過剰施肥により、水道原水となる地下水が硝酸性窒素により汚染されていた。以下に導入事例を示す。

4-1. A町での運転状況

(1) 電気透析装置

図8に2001年6月~2003年10月までの電気透析装置の硝酸性窒素除去状況、図9にその除去率を

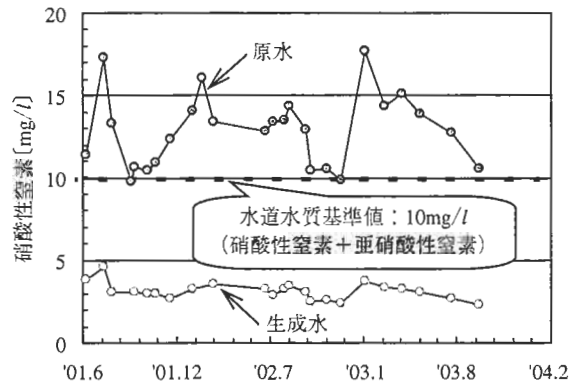


図8 硝酸性窒素の除去状況（電気透析装置，A町）

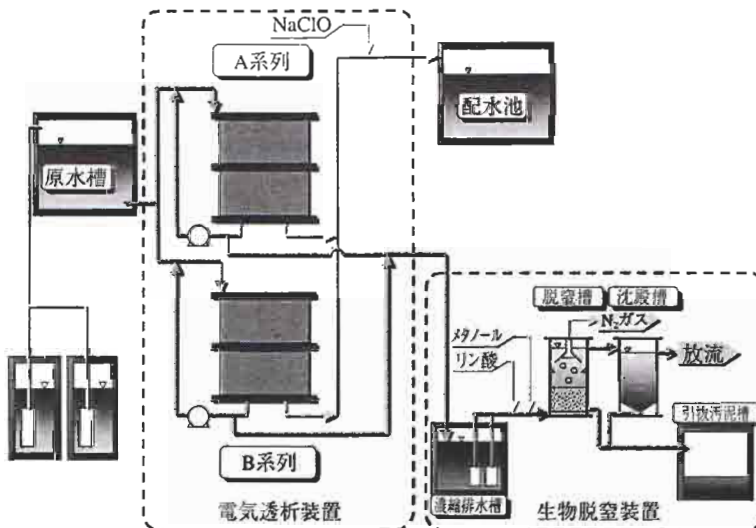


図7 長崎県A町の簡易水道フロー

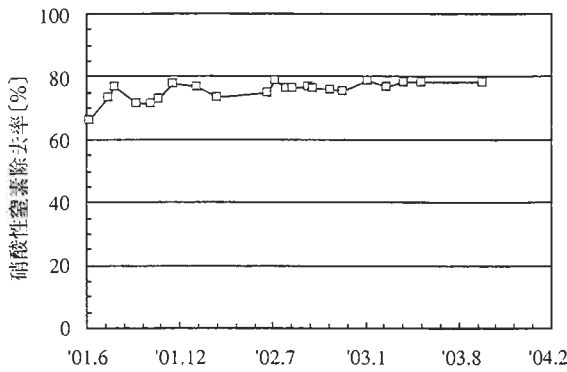


図9 硝酸性窒素の除去率（電気透析装置，A町）

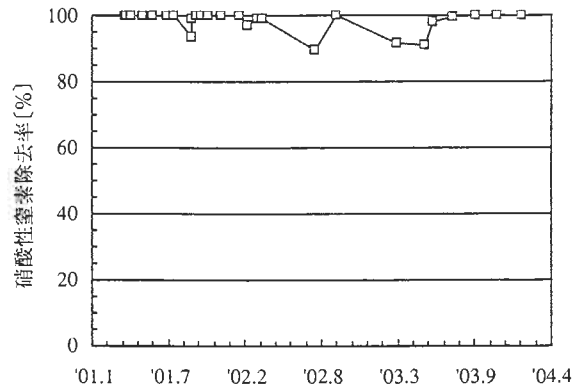


図11 硝酸性窒素の除去率（生物脱窒装置，A町）

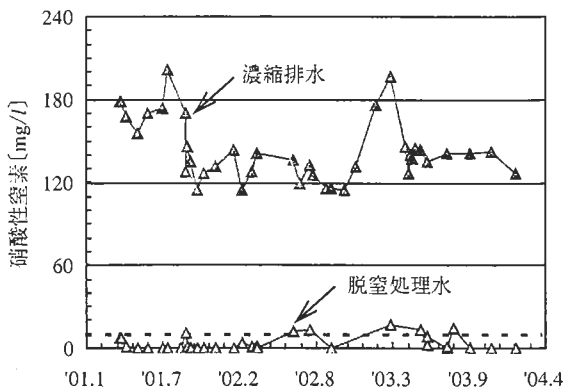


図10 硝酸性窒素の除去状況（生物脱窒装置，A町）

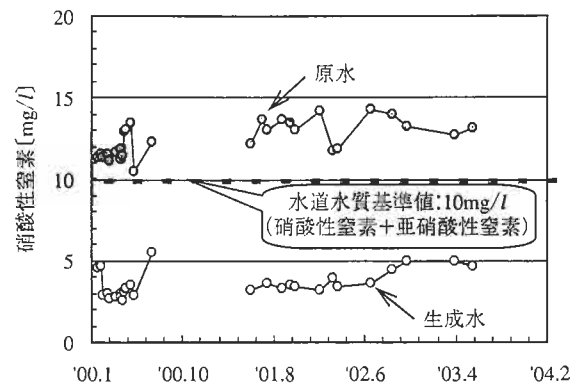


図12 硝酸性窒素の除去状況（電気透析装置，B町）

表1 期間中の水質分析結果平均値（電気透析装置，A町）

水質項目	原水	生成水	除去率 (%)
硝酸性窒素 (mg/l)	12.9	3.1	76
亜硝酸性窒素 (mg/l)	<0.005	<0.005	—
カルシウム硬度 (CaCO ₃ , mg/l)	41.0	3.8	92
マグネシウム硬度 (CaCO ₃ , mg/l)	29.0	3.4	88
電気伝導率 (μS/cm)	233	52	78

示した。原水の硝酸性窒素の平均濃度は12.9 mg/lであり、生成水は3.1 mg/l（平均除去率：76%）と安定して処理されている（表1）。

（2）生物脱窒装置

図10に2001年3月～2004年1月までの生物脱窒装置による硝酸性窒素の除去状況，図11に硝酸性窒素の除去率を示した。この間の脱窒処理性能は図に示したように，濃縮排水の硝酸性窒素は114～201 mg/lで変動し，平均143 mg/lに対し処理水

表2 期間中の水質分析結果平均値（生物脱窒装置，A町）

項目	濃縮排水	脱窒処理水
pH (-)	7.7	8.1
硝酸性窒素 (mg/l)	143	3.4

硝酸性窒素は平均3.4 mg/lとなり，硝酸性窒素の平均除去率は97.6%となり，安定した処理を継続している（表2）。

4-2. B町での運転状況

（1）電気透析装置

図12に2000年1月～2003年6月までの電気透析装置の硝酸性窒素除去状況，図13にその除去率を示した。原水の硝酸性窒素の平均濃度は12.5 mg/lであり，生成水は3.6 mg/l（平均除去率：71%）と安定して処理されている。

図14には2000年1月～2000年7月のカルシウム硬度の除去状況，図15にマグネシウム硬度の除去状況を示した。この期間では，原水のカルシウム硬度の平均濃度は52.3 mg/l，マグネシウム硬度の

表3 期間中の水質分析結果平均値 (電気透析装置, B町)

水質項目	原水	生成水	除去率 (%)
硝酸性窒素 (mg/l)	12.5	3.6	71
亜硝酸性窒素 (mg/l)	<0.005	<0.005	—
カルシウム硬度 (CaCO ₃ , mg/l)	52.3	12.6	76
マグネシウム硬度 (CaCO ₃ , mg/l)	24.4	6.3	74

表4 期間中の水質分析結果平均値 (生物脱窒装置, B町)

項目	濃縮排水	脱窒処理水
pH (-)	7.4	8.0
硝酸性窒素 (mg/l)	66.8	5.5

平均濃度は 24.4 mg/l であり, 処理水の平均濃度は, カルシウム硬度が 12.6 mg/l, マグネシウム硬度が 6.3 mg/l となった (表3)。

(2) 生物脱窒装置

図16に2000年4月~2003年6月までの生物脱窒装置による硝酸性窒素の除去状況を示した。この期間の濃縮排水は平均で 66.8 mg/l, 最大 81.1 mg/l, 最小 56.5 mg/l で推移している。脱窒処理水の期間中の平均硝酸性窒素濃度は 5.5 mg/l であり, 安定した運転を継続している (表4)。

電気透析法 (EDR) と生物脱窒法を組み合わせた本システムは, 1999年12月に長崎県B町にて稼働を開始し, 2004年2月まで4年2ヵ月が経過した。この間の運転状況は, 電気透析生成水の硝酸性窒素濃度は常に 10 mg/l 以下を満足しており, 生物脱窒装置の脱窒処理水も長期間安定した処理を継続できた。またA町では, 2001年1月より稼働を開始しており, 安定した処理を継続している。

地下水の硝酸性窒素汚染は, 全国的に広がっていることが報告されている。このような状況のなか, 水道水源を地下水に依存する地域において, 硝酸性窒素を高濃度に含んだ濃縮排水を施設内で処理し, 有害物質を施設外に排出しない本システムは周辺水域の環境に影響を及ぼさないことから今後の普及が期待される。

なお, 本システムの電気透析装置は, 硝酸性窒素の除去以外にも水道分野では硬度成分の除去などにも使用されている。

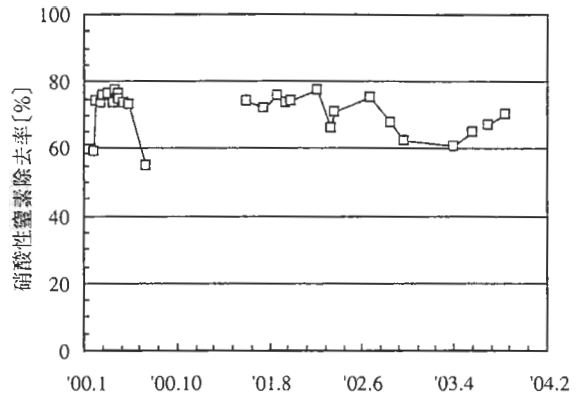


図13 硝酸性窒素の除去率 (電気透析装置, B町)

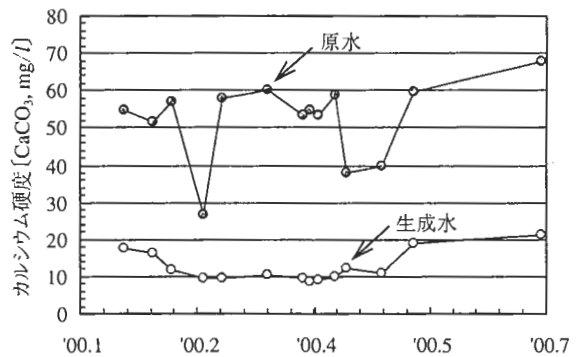


図14 カルシウム硬度の除去状況 (電気透析装置, B町)

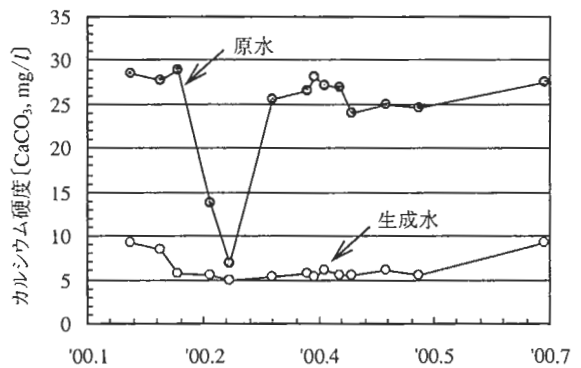


図15 マグネシウム硬度の除去状況 (電気透析装置, B町)

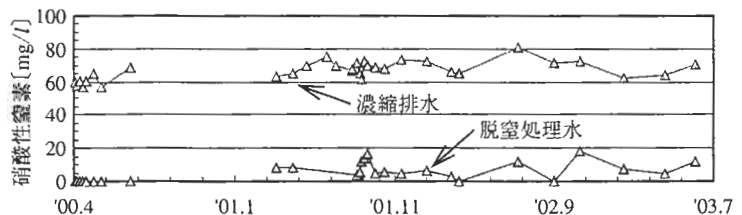


図16 硝酸性窒素の除去状況 (生物脱窒装置, B町)