

自然生態系の浄化機能の限界と応用 ～人工湿地を事例として～

Limitation and Application of Water Purification Function of Ecosystem —A Case Study of Constructed Wetland—

中 野 和 典
KAZUNORI NAKANO

東北大学大学院工学研究科 〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 6-6-06

TEL: 022-795-7472 FAX: 022-795-7471

E-mail: knakano@eco.civil.tohoku.ac.jp

Graduate School of Engineering, Tohoku University, 6-6-06 Aramaki Aza Aoba, Aoba, Sendai 980-8579, Japan

キーワード：人工湿地，水質浄化，低炭素技術，生態系サービス，酸素フラックス

Key words: constructed wetland, water purification, low-carbon technology, ecosystem services, oxygen transfer

(原稿受付 2010年10月19日/原稿受理 2010年10月26日)

1. はじめに

地球温暖化や人間活動の影響によって、生物の絶滅リスクの拡大、生物分布の移動、治山・治水能力の低下など、地球環境変化はもはや避けられず、今世紀には生態系が激変すると懸念されている。地球環境変化に対し安定した社会を維持することは、生態系の機能とサービス(資源の供給、防疫、環境の安定、浄化・治水、物質循環、土壌形成、基礎生産など)を維持することに他ならない。そのためには、従来の自然克服型の技術だけでは不十分であり、生物や生態系が本来持っている不確実性を考慮する一方、生物システムや生態系が本来持つ頑健性や適応力を利用した対策が有効であり、そのほうがむしろ社会的コストも軽減できる可能性がある。そのような生態系の機能を利用するコンセプトに基づいた技術の事例として人工湿地が挙げられる。人工湿地とは、汚水処理を主な目的として人工的に構築した湿地のことであるが、自然の湿地とは桁違いの水質浄化機能を発揮するだけでなく、本来自然の湿地が有している様々な生態系のサービスをも提供するユニークな場として欧米諸国において急速に普及してきている^{1,8)}。本稿では、自然生態系の様々な機能の中で特に水質浄化機能に焦点をあて、自然の湿地における水質浄化メカニズムとその限界を打破した人工湿地について紹介したい。

2. 自然の浄化機能と限界

「三尺流れれば水清し」ということわざがある。川に汚濁が流入しても三尺も流れればきれいになるということであるが、三尺できれいになるかどうかはともかくと

して河川に自浄作用があることは確かである。この自然の浄化機能は、拡散や沈降等の物理的作用と化学的な酸化分解に加え、河床のバイオフィーム等による生物学的分解によるものである。これらの作用の速度はいずれも物質の濃度に依存する1次反応的であり、汚濁濃度が高ければ速やかに、濃度が低ければ穏やかに自浄作用が生じて自然の物質循環を支えている。そのような絶妙なバランスを伴った自然の浄化機能も汚濁負荷量があるレベルを超えると成立しなくなる。化学的な酸化分解および生物学的な酸化分解においては酸素が必要であり、その供給が追いつかない状況になると汚濁負荷に見合った自浄作用が進まなくなるからである。これが自然の浄化機能の律速要因となっている。

汚濁として生物分解性の有機物が河川に流入する場合を想定すると、川に流入した汚濁は河床のバイオフィーム等の好氣的微生物により直ちに資化や酸化分解を受け、同時にその作用に必要な酸素が消費される。汚濁濃度が高ければ速やかに反応が進行し、大量の酸素が消費される。その消費速度が、再曝気による大気から河川水中への酸素供給速度を大きく上回ると水中の酸素濃度が急速に減少して、一転して嫌氣的な状態となる。その結果、好氣的な微生物による分解作用は停止し、汚濁が蓄積することとなる。このように酸素が律速因子となって好氣的分解が制限される現象は、酸素の供給が表層に限定されている河川や干潟の底質内やバイオフィーム内でも生じている。図1に干潟底質表層における酸素の濃度勾配の事例を示す。直上水が酸素飽和であっても底質内では5 mmの深さまで急激に酸素が消費され、酸素の拡散が追いつかない様子が分かる。そのような環境では、そこにどれほど優れた酸化分解能力を有する微生物がい

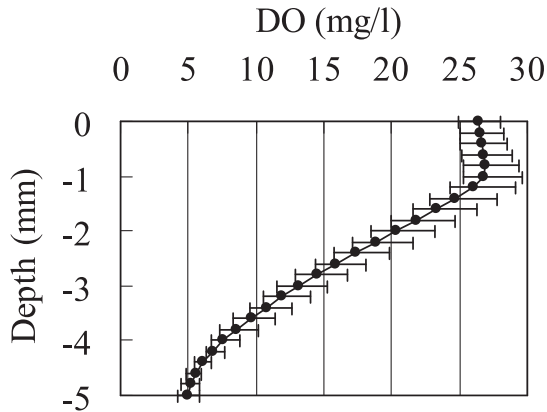


図1. 泥質干潟コアサンプル内の溶存酸素濃度勾配。

たとしても、その好氣的分解作用は酸素の濃度勾配によって制限されるため、浄化機能の限界となっている。

3. 人工湿地における酸素律速の打破

人間活動によって発生する汚水は下水処理場や浄化槽で処理されているが、そこで主に利用している活性汚泥法では、曝気によって必要な酸素を供給し、微生物による資化および酸化分解作用により水質浄化を行っている。つまり汚濁負荷に見合った酸素を人工的に供給することで酸素による制限を打破し、微生物の有する水質浄化機能を最大限に活用している。曝気操作は活性汚泥法の要であり、その運転エネルギーのおよそ70%が曝気操作により消費されている。

一方、鉛直流を採用する人工湿地では、エネルギーを要する曝気操作を行わずに活性汚泥法にも劣らない好氣的処理を実現している。そのモデルとなっている自然現象は干潟における潮の干満である。前項で述べたように水が存在する環境においては、水に溶け込む酸素フラックスが水質浄化における制限要因となっているが、干潮時に水位が低下して底質が露出する干潟においては、水を介さず大気から直接的に酸素が供給される時間帯が定期的に存在するため、好氣的な分解が促進される。つまり上げ潮により水位が上昇する時間帯に流入・沈降した有機物や栄養塩類が、下げ潮により水位が低下する時間

帯に分解されるというサイクルが干潟では成立しており、これが干潟の浄化機能が高いといわれている所以である。

好氣的な水質浄化の促進を主な目的とする鉛直流型人工湿地では、干潮時の干潟と同様に表層に水がなく人工湿地の地表面は大気に露出している。鉛直流型人工湿地の構造を図2に示す。人工湿地は、ヨシ等の湿地植物を植栽した砂層や礫層から成る60 cm程度のろ過層と汚水を流出入させる配管で構成されている。汚水は湿地上部の配管された分配パイプから間欠的に人工湿地に流入し、直ちにろ過層内に浸透する。人工湿地の地表面に水があるのは、汚水が流入する時間帯だけである。ろ過層内に汚水が浸透する過程で汚濁成分は物理的なろ過や吸着作用によりろ過層内外に捕捉され、処理水は地下部の穴あきドレインパイプより排出される。捕捉された汚濁は、ろ過層内に形成されるバイオフィームや植物根圏の微生物群により、必要な時間をかけて生物学的に分解される。人工湿地では、このように汚濁の捕捉と分解の2段階の作用で水質浄化が行われる。

ろ過層内の水位はドレインパイプ出口の高さで決まる。水位がろ過層底部になるようにパイプ出口の高さを設定すれば、汚水の流入がないほとんどの時間帯においてろ過層内は不飽和となり、自然な空気の拡散が生じる。さらに汚水の間欠的な流入時には、ろ過層内の浸透に伴って強制的な空気の吸引が生じるため、ろ過層内は換気される。このような作用により人工湿地のろ過層内への酸素フラックスが高く維持されるため、鉛直流型人工湿地ではエネルギーを要する曝気操作なしで好氣的な分解が促進される。

4. 人工湿地による畜産廃水の無エネルギー浄化

酸素フラックスが強化された鉛直流型の人工湿地では少なくとも $28 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 以上の酸素供給量が見込めるとされており、最大値として $79 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ の値も報告されている²⁾。一方、人工湿地の規格化が進んでいるフランスのガイドラインでは、ヒト一人が排出する生活排水を処理するために必要な人工湿地面積を 2 m^2 と規定している⁹⁾。これは汚水中の有機物の酸化とアンモニア態窒素の硝化に必要な面積であり、処理に必要な酸素量と人工湿地における酸素供給量との関係に基づいた次式

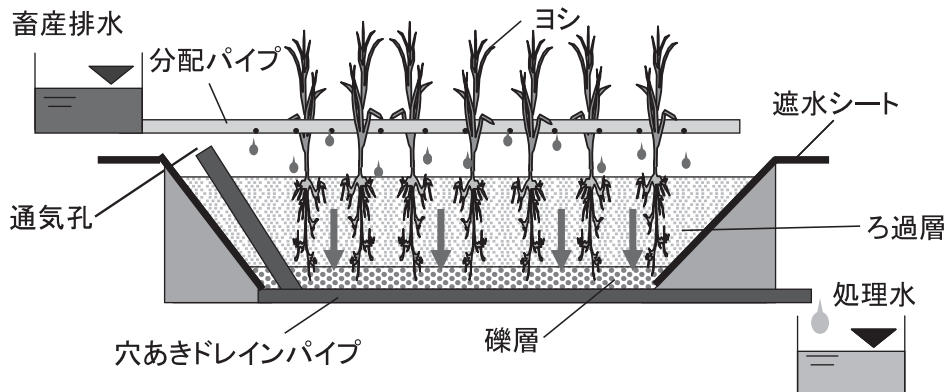


図2. 鉛直流型人工湿地の構造。

により算出される³⁾。

$$F \times \{(\text{BOD in} - \text{BOD out}) + 4.3(\text{NH}_4\text{-N in} - \text{NH}_4\text{-N out})\} = \text{OTR} \times A$$

F: 流入汚水水量 (m^3/d), BOD: 生物学的酸素要求量濃度 ($\text{g-O}_2/\text{m}^3$), $\text{NH}_4\text{-N}$: アンモニア態窒素濃度 ($\text{g-NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$), A: 人工湿地面積 (m^2), OTR: 酸素供給量 ($\text{g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)

フランスのガイドラインでは、ヒト一人が排出する生活排水の原単位として、 $F=0.15 \text{ m}^3/\text{d}$, $\text{BOD in}=60 \text{ g-O}_2/\text{d}$, $\text{NH}_4\text{-N in}=12 \text{ g-NH}_4\text{-N}/\text{d}$ が適用されており⁹⁾, $A=2 \text{ m}^2$ と規定していることから、OTRとして $55.8 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ を想定していることが分かる。このように受け入れる汚濁負荷量に見合った酸素フラックスを得るのに必要な面積を根拠として、人工湿地の面積は決定されており、酸素フラックスの強化次第で必要面積が大きく異なる。

このような理論を元に著者らは、毎日 2 m^3 発生する

30頭の乳牛に由来する汚水を処理するための人工湿地を設計した⁶⁾。汚水のBODおよびアンモニア濃度をそれぞれ $1000 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ および $50 \text{ g-NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ と想定し、安全をみて人工湿地の酸素供給能力を $30 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ と仮定して前述した式に基づいて汚水のBOD成分と窒素成分の完全酸化に必要な人工湿地面積を求めたところ、約 80 m^2 となった。この値を参考として設計を行い東北大学川渡野外実験フィールドセンターに設置したフルスケールの実験用人工湿地の概略を図3に示す。5段に分かれた人工湿地の総面積は 111 m^2 である。毎日 2 m^3 発生する畜産廃水に加え、不定期的に雨天時にのみ発生するパドックからの汚水を受け入れるため総面積に余裕を持たせているが、4段目の湿地までの面積の合計は当初の設計に基づいた 75 m^2 となっている。

汚水の流入を2009年6月に開始し、現在(2010年10月)まで1日も休むことなく畜産廃水の浄化処理を継続してきている。2010年1月までの8ヶ月間の人工湿地の運転状況について図4に示す。処理開始から流入した

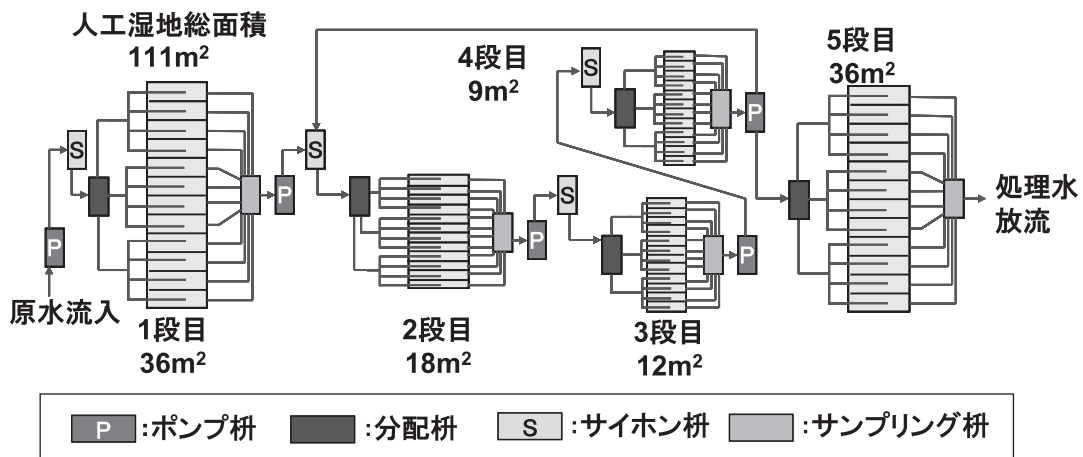


図3. フルスケールの実験用人工湿地の概略。

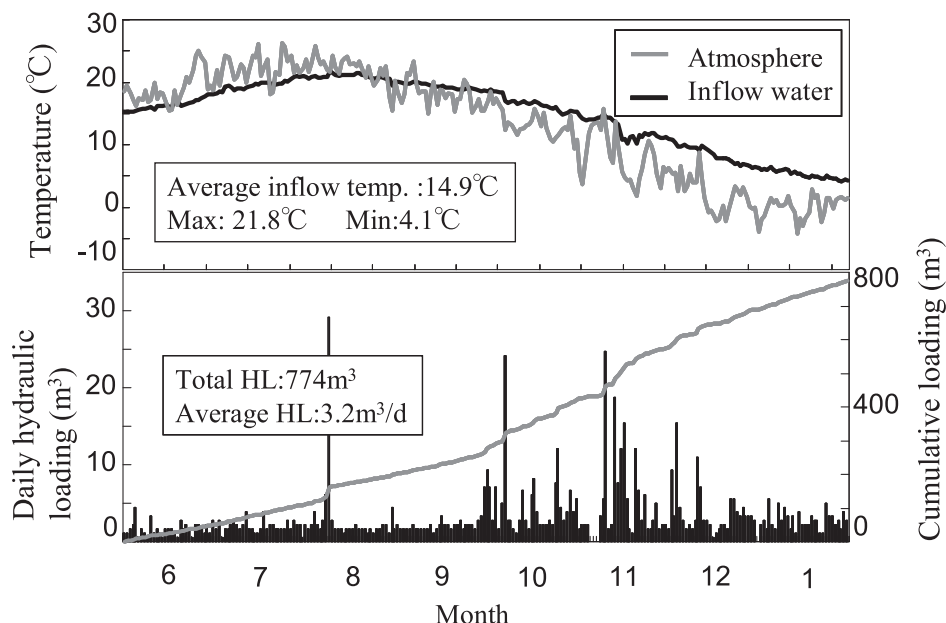


図4. 2009年6月から8ヶ月間の人工湿地の運転状況。

畜産廃水の総量は 774 m^3 に達し、1日当たりの平均流入水量は設計時の想定値の1.5倍である 3.2 m^3 となった。これは雨天時に発生するパドックからの汚水量を反映しており、台風等の天候により 30 m^3 もの汚水が流入した日も存在している。自然の条件下で稼働する人工湿地では、このような天候による影響を免れない。2010年1月までの8ヶ月間のBOD除去性能およびケルダール窒素除去性能について、それぞれ図5および図6に示す。流入した汚水のBOD濃度およびケルダール窒素濃度の平均値は、それぞれ $955 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ および $45 \text{ g-NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ であり、これらはほぼ当初の想定どおりであった。5段目の人工湿地から排出された処理水のBOD濃度および有機態窒素とアンモニア態窒素を合わせたケルダール窒素濃度の平均値は、それぞれ $59 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ および $6.0 \text{ g-NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ であり、除去率の平均値は、それぞれ 94.6% および 83.6% となった。8ヶ月間の汚水処理でのBOD成分およびケルダール窒素成分の除去がすべて酸化反応によるものとする、これらの酸化反応に消費された酸素量は $30.7 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ と算出され、設計時に仮定した人工湿地の酸素供給能力 ($30 \text{ g-O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) と同等の値となった。これらの結果より、湿地表面に水を張らず、間欠的な鉛直流によって汚水を供給することによって、自然の湿地において制限となる酸素フラックスが十分に強化され、自然の湿地では有り得ないレベルの水質浄化性能を人工湿地において実現できることが示された。

図5に示したBODの除去性能を季節で分けて整理してみると、6月から9月の気温や水温が高い4ヶ月間のBOD除去率の平均値は 99.8% であり、処理水のBOD

濃度の平均値は水産1級（ヤマメ、イワナ等の水産生物用に利用できるレベル）に該当する $1.3 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ であった。一方、気温や水温が低下し、植栽したヨシが立ち枯れする10月以降の4ヶ月間では、BOD除去率の平均値は 92.0% であったが、得られた処理水のBOD濃度の平均値は $88 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ まで悪化していた。除去率にしてみれば性能低下はわずかに8%程度であるが、畜産廃水原水のBOD濃度が非常に高いため、8%の除去率の低下が残存するBOD濃度にすればおよそ $90 \text{ g-O}_2/\text{m}^3$ の差になって表れている。人工湿地における水質浄化は汚濁の捕捉と分解の2段階の作用で進行しているが、分解作用は人工湿地のろ材に形成されるバイオフィームや根圏の微生物群の活性に依存しているため、気温や水温低下の影響を受けていると考えられる。さらに人工湿地の植物はBOD成分の除去に直接的に関与していないとしても、根の分泌物が根圏の微生物群の活性維持に貢献していることが考えられるため⁴⁾、その立ち枯れが間接的に微生物群の活性に影響している可能性がある。10月以降の水質浄化性能の低下はこのような季節による気温や水温の低下の影響によるものと考えられ、酸素という制限因子を取り除いてもなお、冬季の低温という自然条件が新たな壁となる。しかし、植栽したヨシの根圏が成熟する4年または5年目以降より人工湿地の水質浄化性能が安定化することが人工湿地の普及で先行する欧米諸国での通説となっており⁷⁾、フルスケールの人工湿地での浄化処理実験を今後4年間継続し、果たしてどの程度まで冬季の水質浄化性能の低下が改善されるのかを見届けたい。

5. おわりに

植物を利用した植栽浄化は、植物が枯死する冬季には利用できないのではないかと危惧されることがよくある。浄化性能が植物による吸収作用に依存するシステムではそうであろうが、本稿で紹介した人工湿地では浄化性能が直接的には植物に依存しないため、冬季であっても水質浄化が行える。本人工湿地は2009年から2010年にかけての冬季にマイナス 10°C に近い気温条件下や 70 cm の積雪条件下でも稼働を継続し、冬季におけるパフォーマンスを確認している。汚濁の捕捉と分解の2段階の作用が存在する人工湿地では、たとえ冬季に分解作用が低下したとしても捕捉作用により見かけの浄化性能は維持されている。分解作用が低下することで冬季には人工湿地内に汚濁が蓄積することになるが、春季以降に分解作用が卓越することで汚濁の分解が完了する。このように人工湿地における汚濁の捕捉と分解には大きなタイムラグが生じていることが考えられる。変動する自然の条件下で無エネルギーで稼働する人工湿地の真の水質浄化性能は、そのような長期的な視点で評価する必要がある。季節や天候により性能が変化することは自然や生態系のシステムを利用した技術（エコテクノロジー）の宿命である。今後ますます重要となる低炭素かつ持続的なエコテクノロジーの活用には、そのような特性の理解が不可欠であろう。

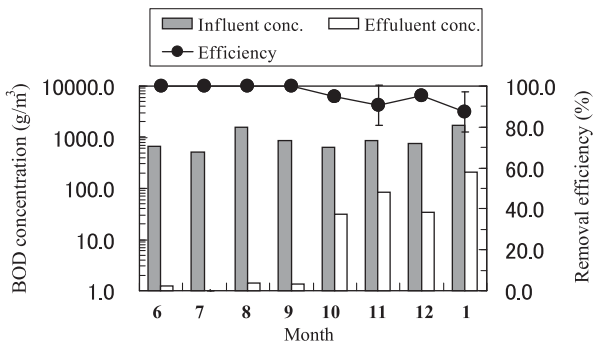


図5. 2009年6月から8ヶ月間のBOD除去性能。

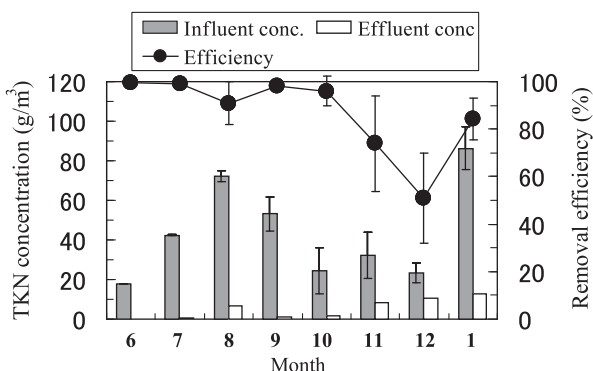


図6. 2009年6月から8ヶ月間のケルダール窒素除去性能。

謝 辞

本稿で紹介したフルスケールの実験用人工湿地は、東北大学グローバル COE プログラム「環境激変への生態系適応に向けた教育研究」の実験フィールドとして設置されたものであり、本研究は当プログラムの融合研究として支援を受けて実施しました。

文 献

- 1) Chen, Z.M., G.Q. Chen, B. Chen, J.B. Zhou, Z.F. Yang, and Y. Zhou. 2009. Net ecosystem services value of wetland: Environmental economic account. *Commun Nonlinear Sci. Numer. Simulat.* 14: 2837–2843.
- 2) Cooper, P. 2005. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Wat. Sci. Technol.* 51(9): 81–90.
- 3) Kadlec, R.H. and S.D. Wallace. 2009. *Treatment wetlands*, pp. 573–591. CRC Press, New York, USA.
- 4) Lin, Y.F., S.R. Jing, T.W. Wang, and D.Y. Lee. 2002. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environ. Pollut.* 119: 413–420.
- 5) Molle, P., A. Lienard, C. Boutin, G. Merlin, and A. Iwema. 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Wat. Sci. Technol.* 51(9): 11–21.
- 6) Nakano, K., J. Chigira, H.L. Song, T. Yano, M. Nomura, Y. Aikawa, and O. Nishimura. 2010. Start-up water purification performance of multi-stage vertical flow constructed wetland treating milking parlor wastewater and paddock run-off. *Proceedings of 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.* 1: 699–707.
- 7) Song, Z., Z. Zeng, J. Li, X. Sun, X. Han, W. Wang, and M. Xu. 2006. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecol. Eng.* 26: 272–282.
- 8) Vymazal, J. 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35: 1–17.