

UNO STRUMENTO INNOVATIVO PER MONITORARE L'EFFICIENZA DI AERAZIONE E LE EMISSIONI DI GAS SERRA NEGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE

Cecilia Caretti¹, Iacopo Ducci¹, Roberta Muoio¹,
Francesco Spennati^{2,*}, Simone Neri³, Riccardo Gori¹

¹ Dipartimento di ingegneria civile e ambientale (DICEA), Università degli Studi di Firenze.

² Consorzio Cuoioepur SpA, San Romano (PI).

³ West Systems Srl, Pontedera (PI).

Sommario – Gli impianti di depurazione delle acque reflue, svolgono un ruolo essenziale per garantire il raggiungimento o il mantenimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici superficiali, ma sono anche una fonte di emissioni di gas serra dirette, originate dai processi biologici, ed indirette, associate ai consumi energetici dei vari processi di trattamento. I processi a fanghi attivi sono ad oggi quelli più utilizzati per la depurazione delle acque reflue e richiedono energia per il trasferimento dell'ossigeno in fase liquida. Tale energia rappresenta solitamente il 50-60% di quella totale richiesta dagli impianti. Ottimizzare il comparto di ossidazione può, dunque, ridurre significativamente i consumi energetici e le emissioni indirette degli impianti. In questo contesto si inserisce il progetto LIFE LESSWATT (Progetto n. LIFE16 ENV/IT/000486), il cui obiettivo principale è quello di sviluppare uno strumento innovativo per il monitoraggio in continuo e in completa autonomia dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno e delle emissioni di gas serra nel comparto di ossidazione degli impianti di depurazione, al fine di ottimizzarne il sistema di aerazione e di ridurre i consumi energetici e l'impronta di carbonio. Lo strumento è stato ad oggi testato presso l'impianto di depurazione Cuoioepur (San Miniato, PI), dimostrando grande manovrabilità e automazione. Lo strumento ha dimostrato di misurare e stimare in maniera corretta tutti i parametri di interesse, consentendo di monitorare l'intera superficie della vasca evidenziando dinamiche locali. Inoltre, dal momento che si tratta di un dispositivo automatico, consente di ridurre la presenza di personale necessario per le misure. Il prototipo (LESSDRONE) sarà testato e ottimizzato presso ulteriori 5 impianti di depurazione europei, di cui 3 italiani e 2 nord-europei, per valutare la trasferibilità e la versatilità della tecnologia in contesti diversi.

Parole chiave: trasferimento dell'ossigeno, gas serra, trattamento delle acque reflue, risparmio energetico, aerazione.

DEVELOPMENT OF AN INNOVATIVE TOOL FOR MONITORING THE AERATION SYSTEM PERFORMANCE AND THE GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN WRRFS

Abstract – Water Resources Recovery Facilities (WRRFs) are sources of greenhouse gases (GHGs) emission both direct (i.e. from biological processes) and indirect (i.e. due to the energy necessary for operating the treatment processes). Aeration of the biological tanks accounts for 50-60% of the total energy consumption of WRRFs. In light of this, and considering the worldwide concern for energy sustainability and adaptation strategies, there is a need to develop and implement innovative tools for reducing WRRFs carbon and energy footprint by optimizing treatment steps and lowering energy requirements from aeration systems. Within the project LIFE LESSWATT (LIFE16 ENV/IT/000486) co-financed by the European Union, an innovative wireless tool for measuring energy consumption and GHGs emission of WRRFs has been manufactured and tested. The project consists of an innovative instrument (LESSDRONE) and a new protocol for converting LESSDRONE measures and specific WRRF data in actions aimed at optimizing the operation of the aerobic compartments of WRRFs. The project, started in October 2017, involves five partners: the Department of Civil and Environmental Engineering of the University of Florence, Cuoioepur SpA, the Department of Mathematical Modelling, Statistics and Bioinformatics of the Ghent University, West System Srl and Utilitatis. The LESSDRONE instrument allows the real-time monitoring of the oxygen transfer efficiency (OTE) and GHGs emission from the aerated tanks in operating conditions in order to minimize WRRFs carbon footprint (CFP) and energy demand. LESSDRONE is an automated, wireless and self-moving device. The automatic positioning of the hull, managed by Global Positioning System (GPS), and the instrumentation, are connected through a specific software that manages the different sampling phases. The sample collected by the hood passes through the sampling circuit equipped with silica gel cartridge, in order to dry the sample, and detectors for the measurement of CO₂, CH₄, N₂O, O₂, humidity, temperature and pressure, air velocity and dissolved oxygen (DO). One year of measurement campaigns using the LESSDRONE were carried out within the Cuoioepur WRRF (Central Italy), that treats tannery and municipal wastewater, in order to assess the influence of operating parameters such as temperature and inlet load on the aeration efficiency and GHGs production. Moreover, the monitoring was aimed at evaluating the diffuser aging on the oxygen transfer efficiency (OTE). Each measurement campaign consisted of:

* Per info: Via Arginale Ovest 81, 56020 San Romano (PI), Italia, francesco.spennati@cuoioepur.it

a) Points tests: measurements on several points of the oxidation tank with constant airflow. On each point the OTE and the GHGs (CO_2 , N_2O and CH_4) were detected. Spatial distribution within the tanks of the off-gas flow rate and the concentration of DO were measured; b) Stationary tests: measurements in a single point of the tank for an extended period of time (up to one week). The OTE and the concentrations of the GHGs were measured in order to assess their temporal distribution in different operating conditions (working day/public holidays, night/day, high/low load, etc.). During each test, sampling and analysis (COD, nitrogen compounds, mixed liquor suspended solids, etc.) of the inlet and outlet of the oxidation tanks were carried out. In this paper, we present the results of the measurement campaigns carried out at Cuoiodepur WRRF. The new tool (LESSDRONE + protocol) will be tested in other 5 European WRRFs, with different characteristics in terms of treatment trains and loads, in order to validate the tool and make it applicable in a wide range of situations.

Keywords: *eration systems, GHGs emissions, energy saving, oxygen transfer efficiency, Water Resources Recovery Facilities*

Ricevuto il 21-3-2020. Correzioni richieste il 27-4-2020. Accettazione il 13-5-2020.

1. INTRODUZIONE

Gli impianti di depurazione delle acque reflue sono fonte di emissione dei principali gas serra (CO_2 , CH_4 , N_2O) e le emissioni possono essere classificate come dirette ed indirette (Mannina et al., 2016). Le emissioni dirette derivano dai processi biologici che avvengono all'interno degli impianti, mentre le emissioni indirette sono associate ai consumi energetici per il sostentamento dei vari processi. A livello globale, si stima che gli impianti di depurazione contribuiscono per circa il 3% alle emissioni totali di gas serra (IPCC, 2013). La CO_2 è prodotta durante il processo biologico di ossidazione del substrato carbonioso; si tratta di un processo aerobico in cui la sostanza organica (misurata come COD biodegradabile) viene ossidata a CO_2 con produzione di H_2O . Le emissioni di N_2O negli impianti di depurazione sono dovute, per la maggior parte, ai processi di nitrificazione e denitrificazione, per i quali l' N_2O rappresenta un prodotto intermedio (Foley et al., 2010; Kampschreur et al., 2009). Le emissioni di N_2O , seppur nettamente inferiori rispetto a quelle di CO_2 , destano particolare preoccupazione dato l'elevato potenziale di riscaldamento globale (*Global Warming Potential*, GWP) dell' N_2O , pari a 298 CO_2 equivalente su 100 anni (IPCC, 2007). Pertanto, nonostante le basse emissioni di N_2O , esse contribuiscono significativamente al *Carbon Footprint* (CFP) degli impianti di depurazione. Le emissioni di CH_4 , invece, si originano prevalentemente nelle condotte

fognarie e in quelle sezioni degli impianti di depurazione in cui prevalgono condizioni anaerobiche. Tuttavia, emissioni non trascurabili di metano possono essere rilevate anche nei comparti ossidativi in presenza di flussi derivanti da sezioni anaerobiche, a causa dello strappaggio favorito dall'aerazione, soprattutto nel caso di sistemi meccanici superficiali (Daelman et al., 2012).

Per quanto riguarda i consumi energetici degli impianti, essi aumentano in funzione del carico in ingresso (Vaccari et al., 2018) e sono in gran parte dovuti ai sistemi di aerazione delle vasche di ossidazione (Metcalf e Eddy, 2003). Pertanto, l'aerazione è responsabile di un'ampia fetta delle emissioni indirette. I processi aerobici a fanghi attivi sono la tecnologia più utilizzata per il trattamento delle acque reflue urbane e industriali, conseguentemente, l'ottimizzazione del processo di trasferimento dell'ossigeno, ad esempio attraverso la corretta gestione delle operazioni di pulizia e manutenzione dei diffusori, può ridurre in modo significativo i costi energetici e al CFP degli impianti (Gori et al., 2014). Al tempo stesso, il monitoraggio delle emissioni dirette dei gas serra è importante per riuscire a valutare le condizioni operative che ne consentano la riduzione.

La capacità di ridurre al CFP degli impianti di trattamento delle acque reflue ha assunto rilevante importanza anche a seguito del fatto che l'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA) ha introdotto la Regolazione della Qualità Tecnica del Servizio Idrico Integrato per mezzo di una serie di indicatori tra i quali compare quello relativo all'impronta di carbonio del servizio di depurazione. Appare dunque evidente l'importanza, per il gestore, di trovare strumenti affidabili per misurare le prestazioni in termini di efficienza e di emissioni legate alla sezione biologica di trattamento.

In questo quadro si inserisce il progetto LIFE LESSWATT (progetto n. LIFE16 ENV/IT/000486), cofinanziato dall'Unione Europea, il cui obiettivo principale è lo sviluppo di uno strumento innovativo per valutare e minimizzare i contributi diretti e indiretti del CFP prodotta dalle vasche di ossidazione degli impianti di depurazione. La soluzione proposta comprende un prototipo (LESSDRONE) per il monitoraggio, in condizioni operative, dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno e dell'emissione dei gas serra, e un protocollo che traduce le informazioni raccolte in azioni volte a minimizzare al CFP degli impianti e il loro consumo energetico.

Il progetto (i cui sviluppi sono consultabili sul sito www.lesswattproject.eu) ha avuto inizio nell'otto-

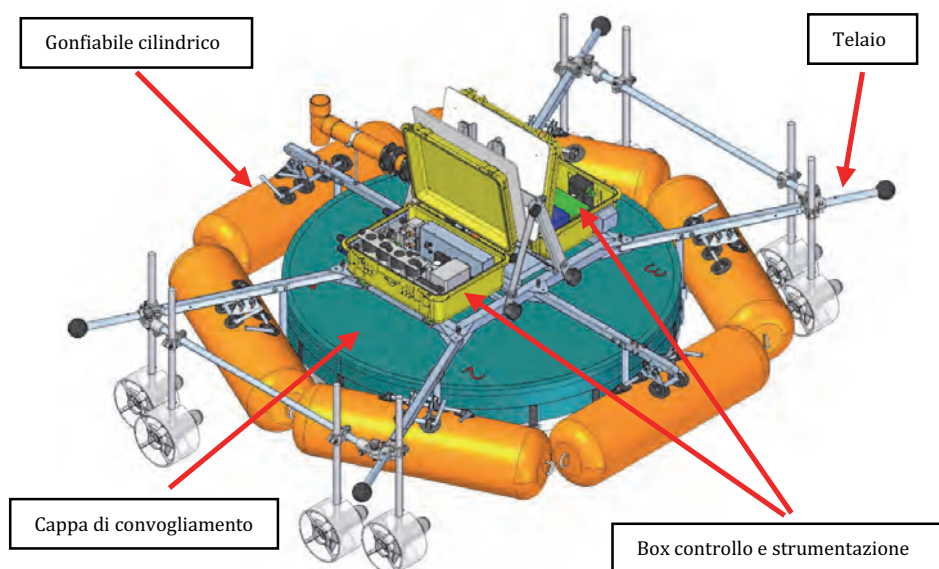


Figura 1 – Vista della elaborazione 3D del LESSDRONE

bre 2017 e vede il coinvolgimento di 5 partner, ovvero il Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale dell'Università degli Studi di Firenze, il Consorzio Cuoidepur SpA, il *Department of Mathematical Modelling, Statistics and Bioinformatics* (BIOMATH) dell'Università di Ghent, WEST System Srl e la Fondazione Utilitatis, ognuno dei quali con specifici compiti ed expertise. La prima parte del progetto ha consentito la raccolta di tutte le informazioni necessarie alle successive fasi di progettazione, costruzione e testing del prototipo. A tale scopo sono state programmate delle campagne di misura delle emissioni di GHGs e dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno presso l'impianto di depurazione Cuoidepur (San Miniato, PI) per la fase di testing del prototipo, e in altri 5 impianti di depurazione europei per valutare la trasferibilità e la versatilità della tecnologia in contesti diversi. Nel presente lavoro, si riporta la descrizione del prototipo e delle sue funzionalità e sono esposti i risultati delle campagne di monitoraggio effettuate presso l'impianto Cuoidepur, a partire da maggio 2019, al fine di testare la funzionalità del prototipo sia dal punto di vista della movimentazione e manovrabilità sia dal punto di vista dell'affidabilità delle misure.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Descrizione del prototipo

Lo strumento LESSDRONE è stato progettato e realizzato per poter effettuare in modo autonomo misure sulla concentrazione dei gas contenuti al-

l'interno dell'aria che fuoriesce dalle vasche di ossidazione (off-gas) degli impianti di depurazione. Il drone, mostrato in Figura 1, è composto da un telaio di supporto in acciaio, smontabile e ripiegabile, al quale sono ancorati 6 cilindri gonfiabili indipendenti. Al centro è presente una cappa con la funzione di convogliare l'off-gas che fuoriesce dalla superficie delle vasche all'interno di un tubo di collettamento. Il diametro del drone è pari a circa 2 m a cui si deve aggiungere l'ingombro, di circa 1 m, della struttura su cui sono montati i motori. Sulla parte superiore del telaio è presente un alloggiamento per due box che contengono rispettivamente la strumentazione di analisi (*sampling box*) e i dispositivi di controllo e posizionamento (*control box*). Essi sono collegati tra loro attraverso un apposito cavo multipolare che consente la comunicazione dei dati e il trasporto dell'alimentazione.

All'interno del *control box* sono presenti i dispositivi dedicati al sistema di propulsione e navigazione, il PC, il router 4G per il collegamento remoto e le batterie. Il PC gestisce sia il movimento dello strumento, che le fasi di campionamento, acquisizione e visualizzazione dati. Il *sampling box* contiene la strumentazione necessaria ad effettuare le analisi sul campione di off-gas e le sonde di misura della velocità del flusso d'aria e dell'ossigeno disciolto. Il gas, convogliato dalla cappa nel tubo di collettamento, passa attraverso un sistema di raccolta della condensa e, successivamente, attraverso quattro cartucce in parallelo contenenti gel di silice per la rimozione dell'umidità residua del campione. Il gas passa poi attraverso gli analizzatori

per la misura di CO₂, CH₄, N₂O ed O₂; lo strumento fornisce anche le misure di umidità, temperatura e pressione. Il LESSDRONE è spinto da 8 motori ad elica a doppia ala, ciascuno dei quali è capace di erogare una spinta di circa 8.2 kgf. Il prototipo può essere telecomandato da remoto tramite l'apposito telecomando (missione manuale) o, in alternativa, è possibile pianificare il percorso e, una volta avviata la missione, il drone si dirigerà verso i punti di interesse, stazionando su di essi e avviando/interrompendo la misura automaticamente (missione automatica). Gli analizzatori sono stati scelti sulla base delle caratteristiche tecniche, tenendo conto delle dimensioni. Il sensore per CO₂ basato sul principio dell'assorbimento infrarosso, ha un range di misura tra 0-20% con un'accuratezza di ±0.2% per misure comprese tra 0-8% (tipiche degli off-gas). Il sensore per O₂, basato sulla tecnologia ottica a fluorescenza, ha un range di misura tra 0-300mbar sulla pressione parziale (0-25 O₂%) e un'accuratezza pari ±2% del fondo scala (FS). Il sensore a infrarosso per la lettura di N₂O ha un range di misura tra 0-2000ppm e un'accuratezza pari a ±2%FS. Infine, il sensore per CH₄, anch'esso a infrarosso, ha un range di misura tra 0-2000ppm e un'accuratezza pari a ±4%FS.

2.2. Descrizione delle tipologie di prove

Lo strumento è stato ideato e realizzato per valutare l'efficienza di aerazione sulla base dei principi del metodo off-gas, una metodologia ampiamente consolidata per la stima dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno che si basa su un bilancio di massa in fase gassosa tra il contenuto di ossigeno nel gas di riferimento (aria atmosferica) e nell'off-gas emesso durante i processi di ossidazione biologica (Redmon et al., 1983).

Le prove per la valutazione dei sistemi di aerazione si dividono in due tipologie:

- *Prova a punti*: monitoraggio di più punti della stessa vasca per la determinazione della distribuzione spaziale dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno e delle concentrazioni dei gas serra. Le efficienze misurate su diversi punti della stessa vasca consentono di ottenere una stima di maggior dettaglio dell'efficienza complessiva del sistema e di evidenziare eventuali differenze dovute all'idrodinamica, alla concentrazione dei contaminanti e alla distribuzione dell'aria. Il tempo di stazionamento sul singolo punto è deciso dall'operatore (generalmente 5-10 minuti); a questo occorre sommare il tempo necessario

per lo svuotamento del circuito di campionamento e della cappa e per la stabilizzazione del segnale (circa 3 min);

- *Prova stazionaria*: monitoraggio, per un periodo di tempo prolungato, di un punto fisso della vasca per la valutazione della variabilità nel tempo delle grandezze misurate in relazione alla variabilità delle condizioni di processo (carichi influenti, portata d'aria).

All'inizio di ciascuna prova, il software WS-SCADA consente di impostare la tipologia di prova che si intende effettuare:

- 1) *Prova riferimento*: lo strumento acquisisce i valori di *background* in aria;
- 2) *Prova a punti manuale*: lo strumento viene spostato manualmente, tramite telecomando, all'interno della vasca. Una prova include il campionamento di un singolo punto;
- 3) *Prova a punti automatica*: lo strumento viene spostato dal sistema di posizionamento automatico del drone all'interno della vasca. Una singola prova include diversi punti di campionamento;
- 4) *Prova stazionaria*: la prova prevede un campionamento su un singolo punto ad oltranza, senza limiti di tempo.

Durante le prove è possibile monitorare in tempo reale l'andamento mediante il software WS-SCADA interfacciato direttamente con il drone, attraverso il pannello dei sensori e dei parametri, Tabella 1.

Tabella 1 – Elenco dei parametri visualizzabili in tempo reale durante lo svolgimento delle prove

Parametro	Simbolo	Unità di misura
Concentrazione di ossigeno disciolto	DO	mg l ⁻¹
Temperatura dell'acqua	Tw	°C
Concentrazione di biossido di carbonio nell'off-gas	CO ₂	%
Velocità del flusso d'aria captato	V	m s ⁻¹
Concentrazione di metano nell'off-gas	CH ₄	ppm
Concentrazione di protossido di azoto nell'off-gas	N ₂ O	ppm
Concentrazione di ossigeno nell'off-gas	O ₂	%
Pressione atmosferica	Patm	mBar
Pressione nel circuito di campionamento	Pt	mBar
Temperatura nel circuito di campionamento	Tt	°C
Umidità relativa nel circuito di campionamento	RHt	%
Efficienza di trasferimento dell'ossigeno	OTE	%
Efficienza di trasferimento dell'ossigeno in condizioni standard e in acqua di processo	αSOTE	%
Portata d'aria per unità di superficie della vasca	Q _{air} /m ²	Nm ³ h ⁻¹ m ⁻²
Rateo di trasferimento dell'ossigeno per unità di superficie	OTR	Kg O ₂ h ⁻¹ m ⁻²

Le misure di pressione e temperatura dell'off-gas all'interno dell'analizzatore sono utilizzate per assicurare il buon funzionamento dei sensori. I risultati delle prove sono salvati in file di dati.

2.3. Descrizione delle campagne di monitoraggio

Il progetto ha previsto l'esecuzione di una serie di campagne di monitoraggio presso l'impianto di depurazione Cuoiodepur (850000 AE, 130 gCOD d⁻¹AE⁻¹), situato nel comune di San Miniato (PI), in uno dei più importanti distretti conciarci europei. L'obiettivo delle campagne, effettuate a partire da maggio 2019, è stato quello di testare l'operatività dello strumento nella determinazione delle emissioni di gas serra e dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno del sistema di aerazione.

Prima del posizionamento del drone all'interno della vasca di ossidazione, effettuato a mezzo di una gru (Figura 2), viene eseguita una prova di riferimento campionando l'aria atmosferica per la determinazione della concentrazione di CO₂ e la percentuale O₂, quest'ultima utilizzata dal software per la successiva determinazione dell'efficienza di trasferimento di ossigeno.

Le prove sono state svolte in due delle 7 vasche di ossidazione dell'impianto Cuoiodepur (vasca 5 e vasca 6). Le vasche, di dimensioni pari a 51 m x 13.5 m, sono caratterizzate da una disposizione non omogenea del numero dei diffusori (N_D); passando dalla sezione di ingresso a quella in uscita si possono distinguere tre zone: 1) con densità di diffusori pari a 3.4 N_D/m², 2) con densità pari a 2.7 N_D/m², 3) con densità pari a 1 N_D/m² (Figura 3). Inoltre, le due vasche si differenziano per l'età dei diffusori: la vasca 5 si caratterizza per diffusori sostituiti nell'agosto 2018, mentre la vasca 6 è equipaggiata con diffusori meno recenti, sostituiti a settem-



Figura 3 – Planimetria delle vasche di ossidazione e rappresentazione delle tre zone a eguale densità di diffusori

bre 2017. I diffusori vengono sostituiti in ciascuna vasca una volta ogni 4 anni.

Nel complesso, sono state effettuate 5 campagne di monitoraggio. Ciascuna campagna ha previsto l'esecuzione di due prove a punti e una prova stazionaria su ciascuna delle due vasche, ad eccezione della seconda campagna in cui è stata esaminata solo la vasca 5. Durante le prove a punti, il drone ha stazionato su 9 differenti posizioni in modo tale da coprire omogeneamente tutta la superficie della vasca (Figura 4) e la portata d'aria è stata mantenuta in regime costante. Nelle prove stazionarie, invece, il drone è rimasto ancorato nel centro della vasca per tutta la durata del test (almeno due giorni) e la portata d'aria è stata fatta variare secondo l'ordinario sistema di gestione dell'impianto, ossia in funzione del raggiungimento di un certo set-point di ossigeno. Durante ciascuna campagna sono stati prelevati campioni del flusso in ingresso e in uscita alle vasche di ossidazione per l'analisi del COD e dell'azoto sia totale (TN) che nelle sue forme inorganiche (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻) tramite test in cuvette e misure con spettrofotometro della Hach. In particolare, durante le



Figura 2 – LESSDRONE prima e dopo l'immissione in vasca per l'esecuzione delle prove

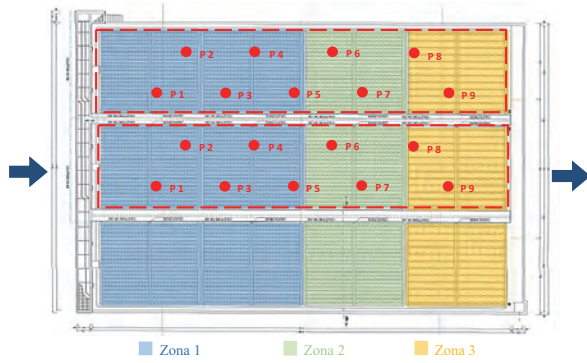


Figura 4 – Collocazione delle 9 posizioni per le prove a punti nelle vasche 5 e 6

prove a punti sono stati prelevati due campioni istantanei (in ingresso e in uscita) a inizio e fine prova, per un totale di 4 campioni per ciascuna vasca; durante le prove stazionarie, invece, è stato attivato un auto-campionatore per il prelievo in continuo di 24 campioni, uno ogni ora, in ingresso alle vasche, per la stima della variabilità giornaliera degli inquinanti influenti.

Al fine di dimostrare la validità e l'affidabilità delle letture dello strumento, sono stati confrontati i valori di portata d'aria e di ossigeno disciolto con quelli registrati dai misuratori presenti in impianto. In particolare, ciascuna vasca di ossidazione è dotata di un misuratore della portata d'aria posto nella tubazione in ingresso che misura la quantità di aria complessivamente insufflata, e di una sonda di ossigeno disciolto posta nella sezione di uscita. Inoltre, sono stati prelevati, contemporaneamente alle prove a punti, tramite delle sacche in teflon, dei campioni di off-gas, sui quali sono state misurate le concentrazioni di CO_2 , N_2O e CH_4 in laboratorio, mediante gascromatografo con rilevatore a ionizzazione di fiamma (GC-FID). Per quanto riguarda la stima della portata d'aria complessivamente insufflata nelle vasche durante le prove a punti, essa è stata determinata a partire dal valore di portata d'aria per unità di superficie, $Q_{\text{air}}/\text{m}^2$. Per una maggiore precisione di calcolo ciascuna vasca è stata suddivisa in tre zone (Figura 3) e, per ciascuna zona, è stato ricavato il valor medio di portata per unità di superficie.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Prove a punti

Durante le prove a punti è stata determinata la variazione spaziale dei valori di portata d'aria, ossigeno disciolto, efficienza di trasferimento dell'os-

sigeno ed emissioni di gas serra. Mediamente la portata d'aria determinata tramite il LESSDRONE è risultata circa pari a $2230 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ ($\text{STD} = 387 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$) per ciascuna vasca, mentre quella misurata in impianto è risultata pari a $1890 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ ($\text{STD} = 508 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$). Pertanto, la portata d'aria stimata si discosta da quella misurata in impianto mediamente del 18%. Questa differenza può dipendere da più fattori, primo fra tutti la frequenza di acquisizione del dato: mentre il misuratore in impianto registra un valore ogni 15 minuti, il LESSDRONE rileva un valore di $Q_{\text{air}}/\text{m}^2$ ogni 5 secondi permettendo di evidenziare meglio la variabilità della portata durante la prova a punti. Infatti, nonostante durante le prove a punti la portata d'aria debba rimanere costante, per come è strutturato il sistema (e in particolare il *piping*) di aerazione dell'impianto non è stato possibile mantenerla perfettamente tale, ma ha continuato a verificarsi una certa variabilità. Inoltre, nella stima della portata d'aria a partire da $Q_{\text{air}}/\text{m}^2$ si commette un certo errore di approssimazione dovuto al fatto che i valori vengono mediati per zone della vasca.

Occorre sottolineare molti impianti di depurazione non sono dotati di misuratori della portata d'aria, pertanto il LESSDRONE rappresenta una valida opportunità per poter stimare l'area insufflata nel comparto di ossidazione degli impianti, nonché in ciascuna delle singole vasche, e di determinarne la distribuzione spaziale.

3.1.1. Efficienza di trasferimento dell'ossigeno

In Figura 5 e Figura 6 si riporta l'efficienza di trasferimento dell'ossigeno in condizioni standard e in acqua di processo (αSOTE , %), alla portata d'aria per unità di superficie (Q_{air} , $\text{Nm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$) e all'ossigeno disciolto (DO , mg l^{-1}) in ciascuna delle 9 posizioni indagate nelle prove a punti, rispettivamente in vasca 5 e 6. Ciascun grafico riporta, per ogni parametro, i valori di minimo, massimo, 25° percentile ($P_{0.25}$), mediana, 75° percentile ($P_{0.75}$) e la media della distribuzione di dati.

L'efficienza di trasferimento dell'ossigeno, αSOTE , piuttosto elevata rispetto ai valori di letteratura (Rosso et al., 2005), risulta leggermente superiore in vasca 5 rispetto alla vasca 6 ed è mediamente pari al 30.3% ($P_{0.25} = 26.5\%$, $P_{0.75} = 35.2\%$) in vasca 5 e 28.7% ($P_{0.25} = 24.4\%$, $P_{0.75} = 32.2\%$) in vasca 6. Tale risultato è concorde con lo stato dei diffusori nelle due vasche, più recenti in vasca 5 (2 anni) rispetto alla vasca 6 (3 anni); tuttavia, la differenza è minima pertanto è plausibile supporre che, dopo 4 anni, sia sufficiente effettuare la pulizia dei diffu-

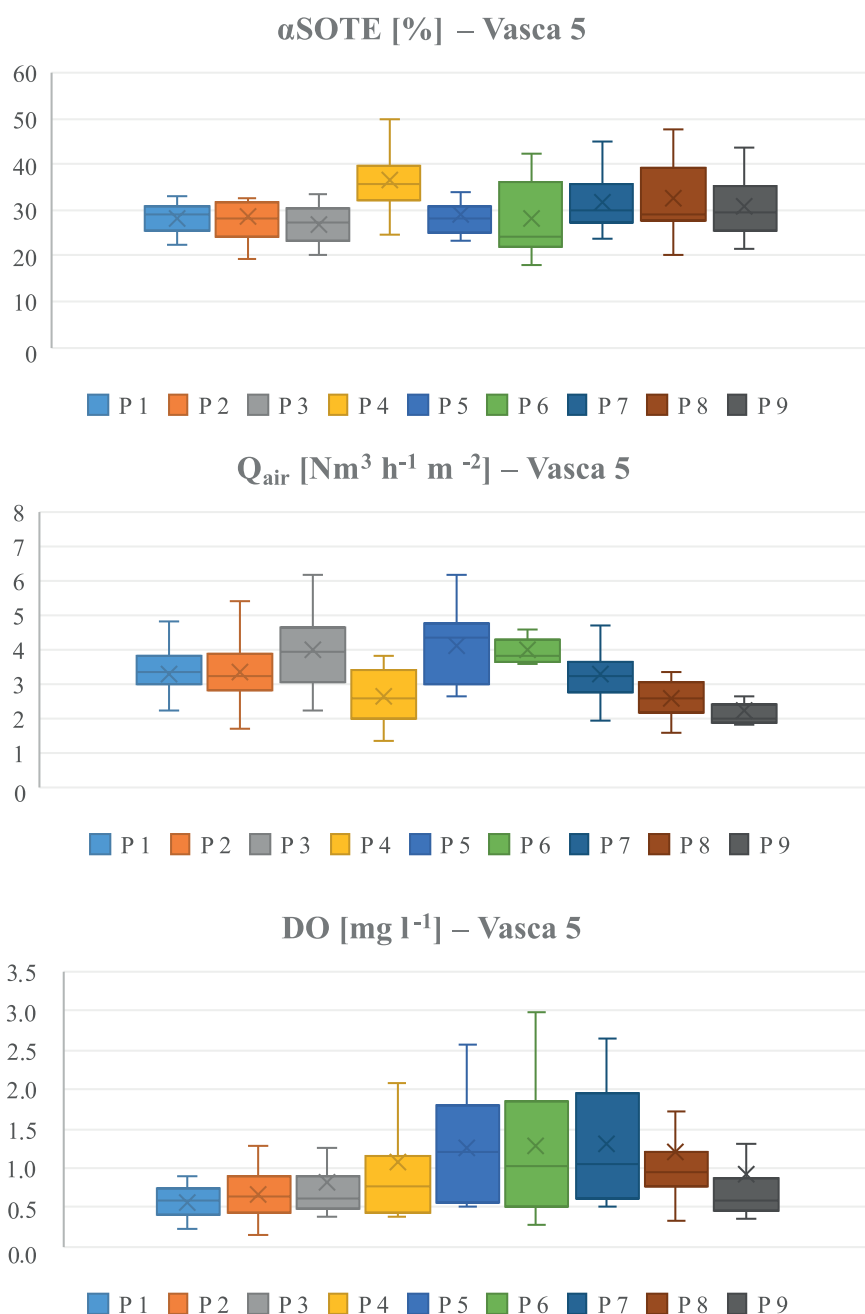


Figura 5 – Efficienza di trasferimento dell'ossigeno, α SOTE [%], portata d'aria, Q_{air} [$Nm^3 h^{-1} m^{-2}$], e ossigeno disciolto, DO [$mg l^{-1}$], nelle 9 posizioni della vasca 5

sori, piuttosto che la loro sostituzione, per ripristinare i livelli di α SOTE. Nell'ambito del progetto si prevede di valutare, infatti, se l'attuale strategia di sostituzione dei diffusori ogni 4 anni rappresenti la soluzione migliore, oppure se soluzioni alternative, come una pulizia annuale, potrebbero risultare più convenienti dal punto di vista della spesa energetica e delle emissioni indirette, nonché dei costi di manutenzione.

La distribuzione spaziale della portata d'aria è piuttosto variabile in entrambe le vasche, il valor medio è pari a $3.3 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$ ($P_{0.25} = 2.8 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$, $P_{0.75} = 3.7 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$) in vasca 5 e pari a

$3.4 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$ ($P_{0.25} = 2.9 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$, $P_{0.75} = 3.8 Nm^3 h^{-1} m^{-2}$) in vasca 6. Per quanto riguarda la vasca 5, i valori sono mediamente uniformi nei primi 5 punti e, successivamente, tendono a diminuire nei punti finali a causa della minore densità di diffusori nella zona 3 della vasca (si veda Figura 3); mentre, in vasca 6 si osservano valori di portata inferiori a inizio e fine vasca e superiori al centro. I bassi valori che si riscontrano a inizio vasca 6, nonostante la maggiore densità di diffusori nella zona 1, sono probabilmente causati dal maggiore sporco delle membrane, che provoca maggiori perdite di carico concentrate, e dal gra-

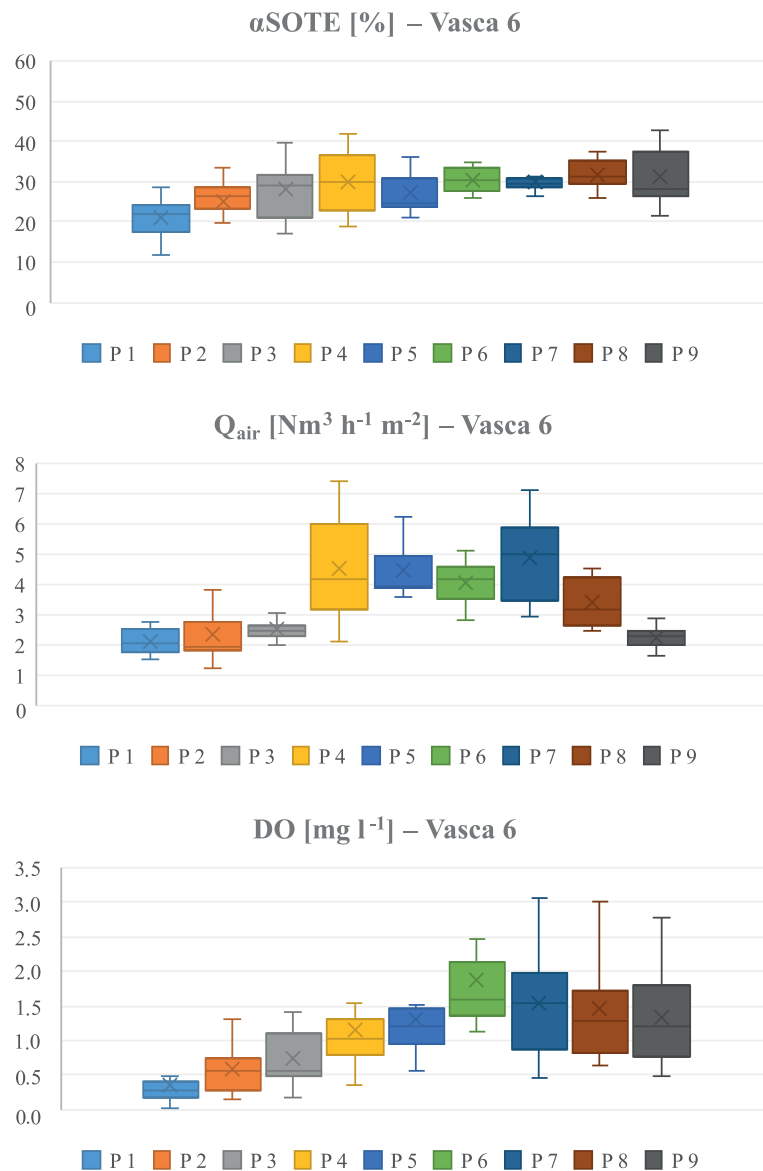


Figura 6 – Efficienza di trasferimento dell'ossigeno, α SOTE [%], portata d'aria, Q_{air} [$Nm^3 h^{-1} m^{-2}$], e ossigeno disciolto, DO [$mg l^{-1}$], nelle 9 posizioni della vasca 6

do di apertura della valvola manuale per la regolazione del flusso d'aria nella calata in vasca. Questo è concorde anche con i bassi valori di α SOTE riscontrati in alcuni punti nella prima sezione della vasca 6 la quale, come detto in precedenza, è equipaggiata con diffusori più datati e plausibilmente più sporchi. Per quanto riguarda l'ossigeno disciolto, si rileva un'elevata variabilità tra le diverse campagne, e il valor medio risulta essere pari a $1.01 mg l^{-1}$ ($P_{0.25} = 0.57 mg l^{-1}$, $P_{0.75} = 1.32 mg l^{-1}$) in vasca 5 e pari a $1.16 mg l^{-1}$ ($P_{0.25} = 0.89 mg l^{-1}$, $P_{0.75} = 1.25 mg l^{-1}$) per la vasca 6. In vasca 5, il profilo di DO segue un andamento a campana, con valori maggiori in centro vasca (punti 5, 6, 7) e inferiori a inizio e fine vasca (punti 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9). In vasca 6, il profilo è crescente fino al punto 6, e si stabilizza a valori leggermente inferiori

nei punti finali (7, 8, 9). Valori di ossigeno disciolto inferiori a inizio vasca, sono causati da un maggior consumo di ossigeno data la maggior presenza di sostanza organica e azotata biodegradabile nelle sezioni di ingresso; mentre, a fine vasca si registrano dei valori inferiori poiché nonostante il consumo di ossigeno sia più basso, lo è anche la portata d'aria insufflata come mostrato in precedenza.

In Figura 7 si riporta il valor medio delle tre grandezze misurate nel corso delle varie campagne; la portata d'aria, in questo caso, è pari a quella complessivamente insufflata in vasca ($Nm^3 h^{-1}$).

L' α SOTE nelle prime tre campagne di monitoraggio (maggio-giugno-ottobre 2019), pari a 33.4 % in vasca 5 e 32.5 % in vasca 6, risulta superiore a quello delle successive campagne (novembre 2019, gen-

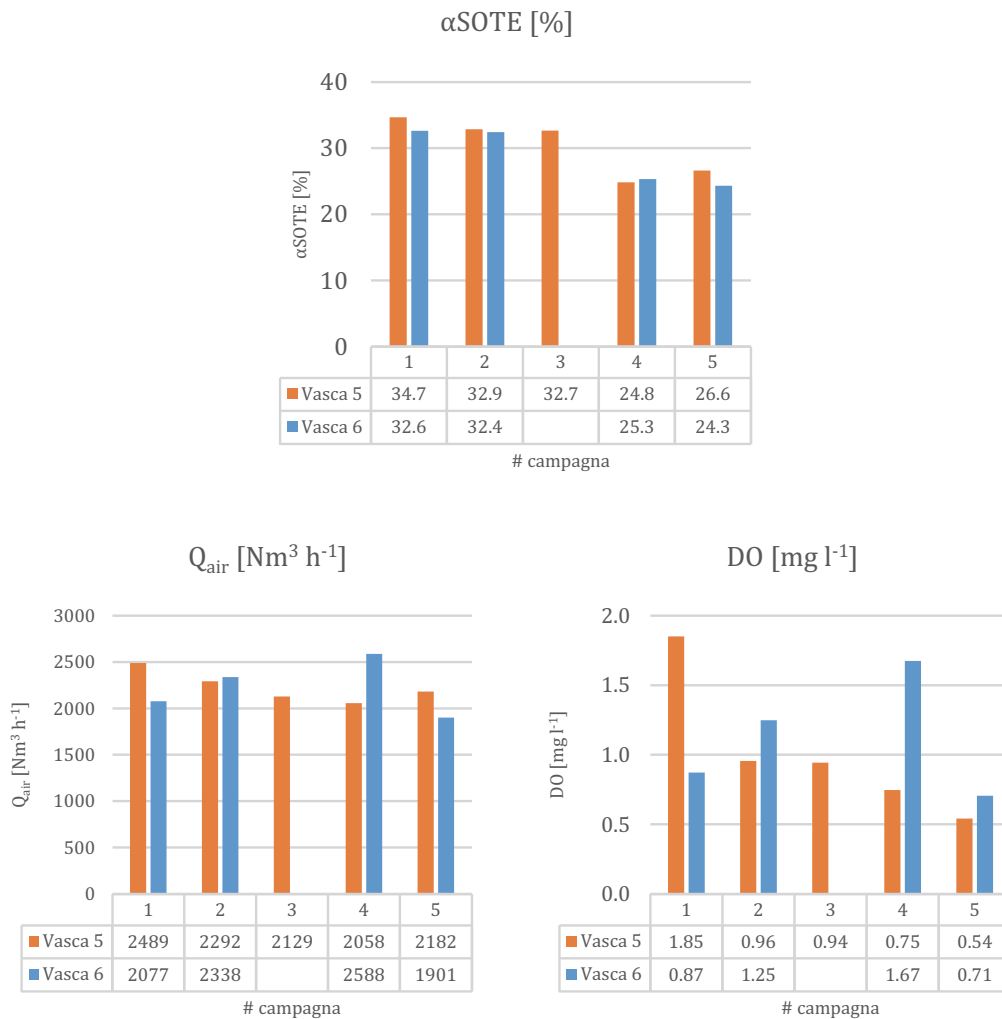


Figura 7 – Valori medi dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno, $\alpha SOTE$ [%], della portata d'aria, Q_{air} [Nm³ h⁻¹] e dell'ossigeno disciolto, DO [mg l⁻¹] nelle prove a punti in vasca 5 e vasca 6

naio 2020), pari a 25.7% in vasca 5 e 24.8% in vasca 6. Il rendimento dei sistemi di aerazione è influenzato dalla tipologia di refluo (es. concentrazione di tensioattivi) (Rosso e Stenstrom, 2006) e dalle condizioni di processo dell'impianto e dipende, essenzialmente, dalla portata d'aria, dall'età del fango (*Sludge Retention Time*, SRT) e dalla concentrazione di solidi nella miscela aerata (*Mixed Liquor Total Suspended Solids*, MLTSS), (Krampe e Krauth, 2003; Rosso et al., 2005). In particolare, ad un aumento della portata d'aria corrisponde una riduzione dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno poiché quest'ultima influenza il comportamento dinamico delle bolle; tuttavia, in questo caso specifico, tale correlazione non emerge dal momento che la portata d'aria tende anch'essa a diminuire nel corso delle campagne. Occorre precisare che l'aria insufflata durante le prove a punti è risultata piuttosto variabile, condizione che rende difficile identificare la reale correlazione con $\alpha SOTE$. Considerando un intervallo di tempo più ristretto (pochi minuti), co-

me quello di permanenza del LESSDRONE su ciascuna delle 9 posizioni, in cui la portata d'aria è sufficientemente costante, è stato calcolato che nel 60% delle prove effettuate, esiste una correlazione negativa tra portata d'aria e $\alpha SOTE$. Non si rileva, inoltre, una dipendenza con l'SRT dell'impianto dal momento che quest'ultimo lavora ad età del fango estremamente elevate (> 40 d) tali da non influenzare i livelli di $\alpha SOTE$ (Rosso et al., 2005), e, per la stessa ragione, è da escludere l'influenza negativa dovuta alla presenza di tensioattivi, i quali, da precedenti misure in ingresso alle vasche risultano estremamente bassi (< 3 mg/l). Infine, non è stata rilevata correlazione tra $\alpha SOTE$ e concentrazione di MLTSS, i cui valori, durante le prove, sono risultati compresi tra 8 e 12.5 kg m⁻³.

3.1.2. Emissioni di gas serra

Le Figure successive mostrano le emissioni di CO₂, N₂O e CH₄ rilevate nelle prove a punti in vasca 5 e in vasca 6.

Le emissioni di CO₂ risultano leggermente superiori in vasca 5 rispetto alla vasca 6 e sono mediamente pari a 175 (P_{0.25} = 136, P_{0.75} = 208) g CO₂ h⁻¹ m⁻² in vasca 5 e 173 (P_{0.25} = 158, P_{0.75} = 181) g CO₂ h⁻¹ m⁻² in vasca 6. Il loro andamento lungo il flusso in vasca è direttamente correlato alla portata d'aria per unità di superficie dal momento che è stata riscontrata una distribuzione pressoché uniforme della

concentrazione. Inoltre, è emersa, come atteso, una correlazione positiva (R² = 0.44) tra le emissioni di CO₂ (kg CO₂ d⁻¹) e il carico di COD biodegradabile (kg COD d⁻¹) in ingresso all'impianto nei giorni delle prove a punti.

Le emissioni di N₂O, mediamente pari a 0.028 (P_{0.25} = 0.001, P_{0.75} = 0.046) g N₂O h⁻¹ m⁻² in vasca 5 e 0.006 (P_{0.25} = 0.0, P_{0.75} = 0.007) g N₂O h⁻¹ m⁻²

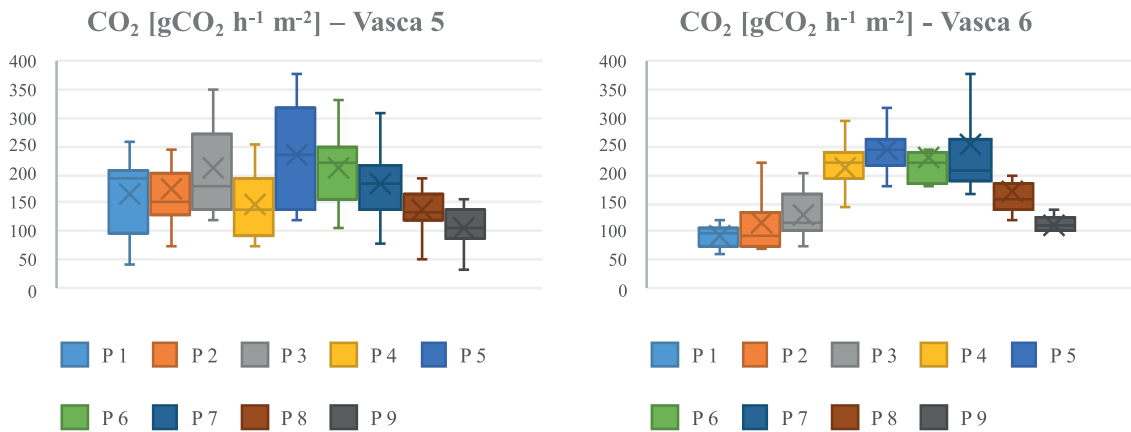


Figura 8 – Emissioni di CO₂ [g CO₂ h⁻¹ m⁻²], vasca 5 e vasca 6

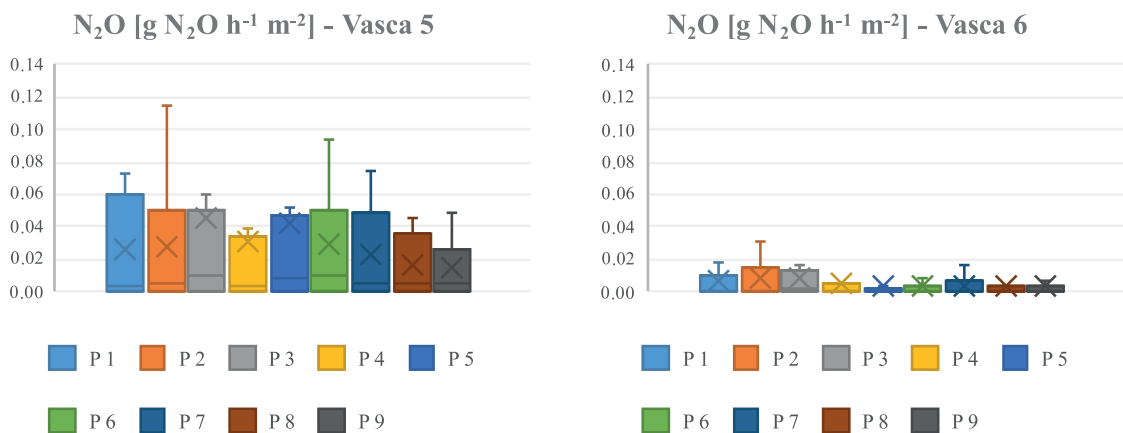


Figura 9 – Emissioni di N₂O [g N₂O h⁻¹ m⁻²], vasca 5 e vasca 6

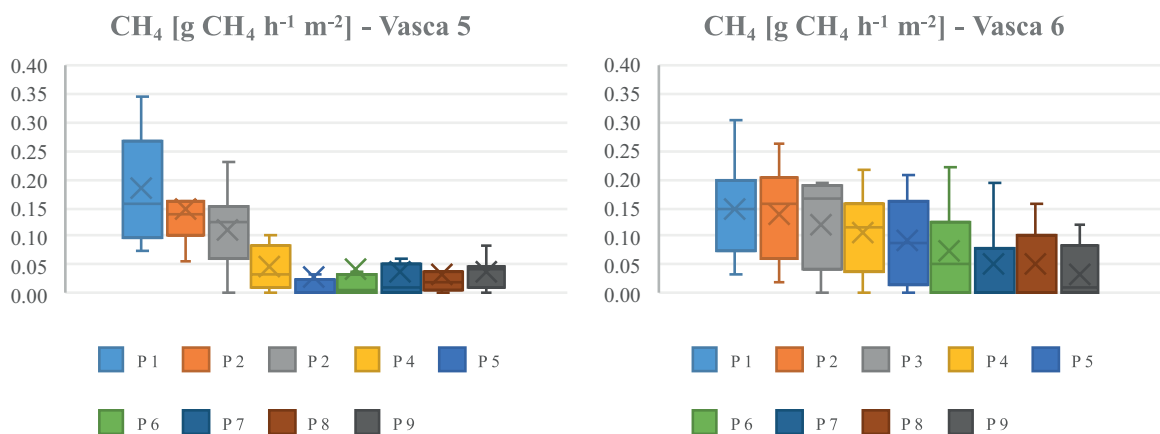


Figura 10 – Emissioni di CH₄ [g CH₄ h⁻¹ m⁻²], vasca 5 e vasca 6

in vasca 6, risultano uniformi e piuttosto contenute in entrambe le vasche. Il fattore di emissione (*Emission Factor*, EF), ossia la massa di N_2O che viene prodotta per unità di massa di $N-NH_4^+$ rimossa dal processo biologico, è risultato mediamente pari a $0.0014 \text{ kg } N_2O \text{ kg}^{-1} N-NH_4^+$, valore piuttosto contenuto ma comunque in linea con i valori di letteratura (Foley et al., 2010; Kampschreur et al., 2008).

Infine, le emissioni di CH_4 risultano mediamente pari a 0.073 ($P_{0.25} = 0.039$, $P_{0.75} = 0.098$) $\text{g } CH_4 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ in vasca 5 e 0.091 ($P_{0.25} = 0.032$, $P_{0.75} = 0.137$) $\text{g } CH_4 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ in vasca 6, valori inferiori a quelli di letteratura (Daelman et al., 2012). L'andamento è decrescente lungo il profilo delle vasche (soprattutto in vasca 5). Maggiori emissioni a inizio vasca sono attribuibili alla maggiore disponibilità di CH_4 disciolto in arrivo con l'influente (proveniente dalla vasca anossica) e con i surnatanti della linea fanghi.

I valori di concentrazione dei gas serra captati e analizzati dal LESSDRONE sono stati confrontati con quelli derivanti dai campioni prelevati mediante sacche in tedar e il discostamento tra i valori misurati durante le 5 campagne è risultato mediamente pari a 580 ppm (2%) per CO_2 , 8.4 ppm (18%) per CH_4 e 3 ppm (36%) per N_2O . Date le basse emissioni riscontrate per N_2O e CH_4 , l'errore di lettura dei sensori assume un peso ridotto nel computo delle emissioni di CO_2 equivalenti. Infatti, considerando il GWP dei tre gas, risulta che il 96% delle emissioni di CO_2 eq sono dovute alla CO_2 , mentre l' N_2O e il CH_4 contribuiscono, rispettivamente, con il 3% e 1%. Occorre sottolineare che le emissioni qui calcolate sono quelle relative alle vasche aerobiche del comparto biologico dell'impianto, mentre sono escluse le emissioni delle vasche anossiche che, da letteratura, risultano generalmente inferiori (Liu et al., 2014; Ren et al., 2015). Il LESSDRONE, infatti, è stato ideato e progettato per la valutazione delle emissioni di gas serra e dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno in sistemi con insufflazione di aria mediante diffusori posti sul fondo delle vasche, tuttavia, previa opportune modifiche del sistema di captazione dell'off-gas sarebbe possibile misurare le emissioni del comparto anossico.

3.2. Prove stazionarie

3.2.1. Efficienza di trasferimento dell'ossigeno

Durante le prove stazionarie la portata d'aria è stata lasciata libera di variare in funzione del mante-

nimento di un certo set-point di ossigeno disciolto (pari a 2 mg l^{-1}), così come previsto dall'ordinario sistema di gestione adottato dall'impianto. La portata d'aria insufflata, pertanto, dipende indirettamente dal carico biodegradabile (organico e azotato) influente.

In Figura 11 si riporta, a titolo d'esempio, l'andamento delle grandezze di interesse (α SOTE, Q_{air} , DO) durante una prova stazionaria in vasca 6.

Dalle prove stazionarie è emerso che l' α SOTE tende a variare ciclicamente nell'arco della giornata in funzione della portata d'aria: a partire dalla sera, la portata d'aria aumenta poiché aumenta il carico di sostanza organica in ingresso alle vasche (l'elevato tempo di ritenzione idraulico dell'impianto fa sì che il picco di carico influente sia traslato di circa 6 ore) e la richiesta di ossigeno del sistema. Viceversa l' α SOTE tende ad aumentare quando la portata d'aria diminuisce.

L'ossigeno disciolto varia entro un range limitato di valori ($1.7 - 2.1 \text{ mg l}^{-1}$) attorno al valore di set-point; si evidenzia una buona correlazione con la portata d'aria.

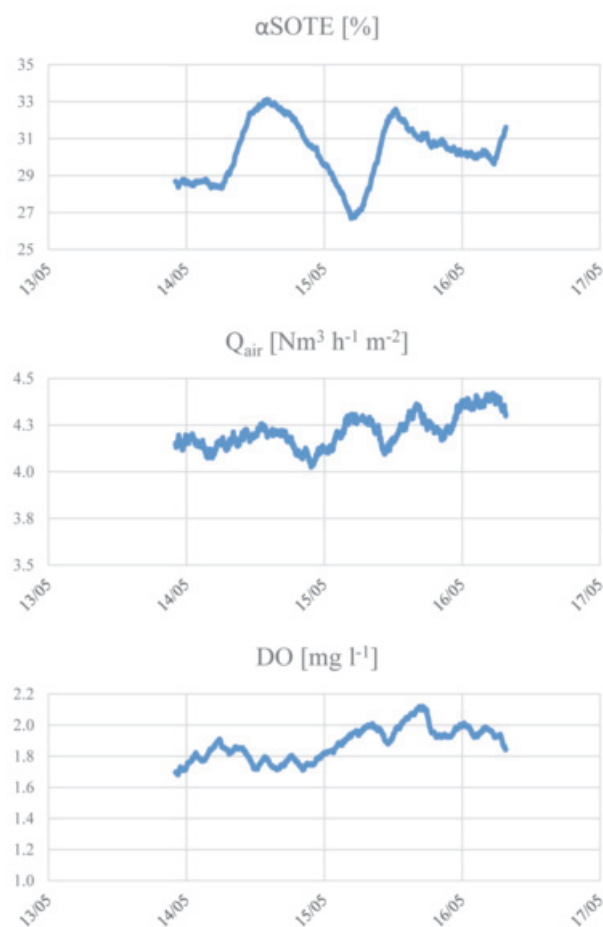


Figura 11 – Andamento temporale di α SOTE [%], Q_{air} [$Nm^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$] e DO [$mg \text{ l}^{-1}$], prova stazionaria vasca 6, campagna 1

3.2.2. Emissioni di gas serra

L'andamento delle emissioni di CO_2 durante le prove stazionarie ha rivelato una tendenza comune nelle diverse campagne; i valori di concentrazione (%) tendono, infatti, ad aumentare durante la notte fino ad un massimo intorno alle 8 del mattino; successivamente, l'andamento è decrescente fino alle 18 circa, come mostrato in Figura 12. L'andamento delle emissioni di CO_2 segue, inoltre, come lecito aspettarsi, quello della concentrazione di COD influente, e quindi del carico organico in ingresso alla vasca, come mostrato in Figura 13.

Le emissioni di CH_4 hanno andamento ciclico simile a quello della CO_2 (Figura 12), presumibil-

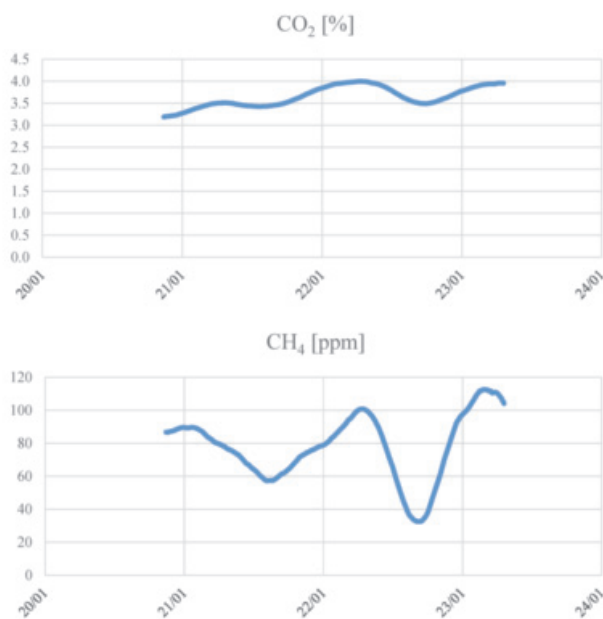


Figura 12 – Andamento delle emissioni di CO_2 [%] e CH_4 [ppm], prova stazionaria vasca 6, campagna 5

mente in relazione al fatto che il CH_4 disciolto, e poi strappato, aumenta parallelamente agli altri carichi inquinanti in ingresso.

Per quanto concerne le emissioni di N_2O , esse risultano piuttosto basse, dell'ordine di $2\text{-}3 \text{ gN}_2\text{O d}^{-1} \text{ m}^{-2}$, e si riscontra una riduzione delle emissioni a partire dalla terza campagna (ottobre 2019). Le emissioni risultano prevalentemente influenzate dalla concentrazione di ossigeno disciolto e dalla portata d'aria.

In Figura 14 si riporta l'andamento delle emissioni di N_2O , della concentrazione di ossigeno disciolto e della portata d'aria in una prova a punti della vasca 5. La concentrazione di ossigeno disciolto presenta un brusco calo intorno alle 11, probabilmente dovuto a un incremento dell'attività biologica a seguito dell'aumento del carico in ingresso, cui segue un aumento della portata d'aria (+33% in 6 ore) nel tentativo di ripristinare il set-point di ossigeno. Tuttavia, il DO rimane stabile $< 1 \text{ mg l}^{-1}$ nelle successive ore poiché il consumo dovuto all'attività biologica prevale sul trasferimento. Come risultato, le emissioni di N_2O tendono ad aumentare passando da 2 a $2.5 \text{ gN}_2\text{O d}^{-1} \text{ m}^{-2}$. Tale risultato è concorde con quanto riscontrato in letteratura (Tallec et al., 2008). Repentine variazioni delle condizioni di processo, infatti, possono causare un aumento delle emissioni di N_2O (Kampschreur et al., 2008), e, in condizioni di ossigeno limitanti ($< 1 \text{ mg l}^{-1}$), la produzione di N_2O è attribuibile al processo di denitrificazione da parte dei Batteri Ammonio Ossidanti (*Ammonia Oxidizing Bacteria*, AOB) (Tallec et al., 2006). Inoltre, all'aumentare della portata d'aria insufflata, aumenta lo strappaggio e, pertanto, le emissioni di N_2O dalla vasca di ossidazione.

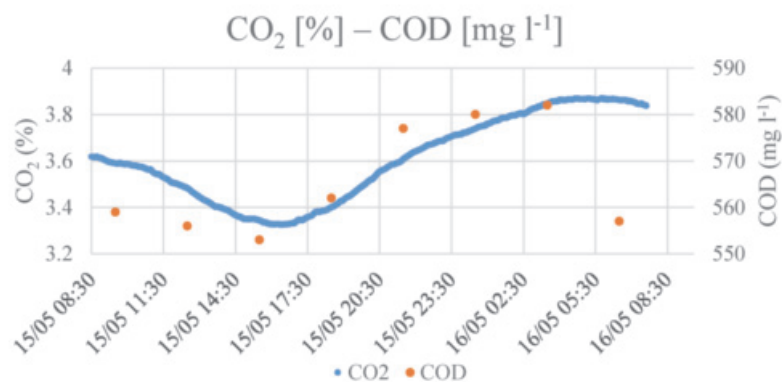


Figura 13 – Andamento delle emissioni di CO_2 [%] e variazione della concentrazione di COD [mg l^{-1}], prova stazionaria vasca 6, campagna 1

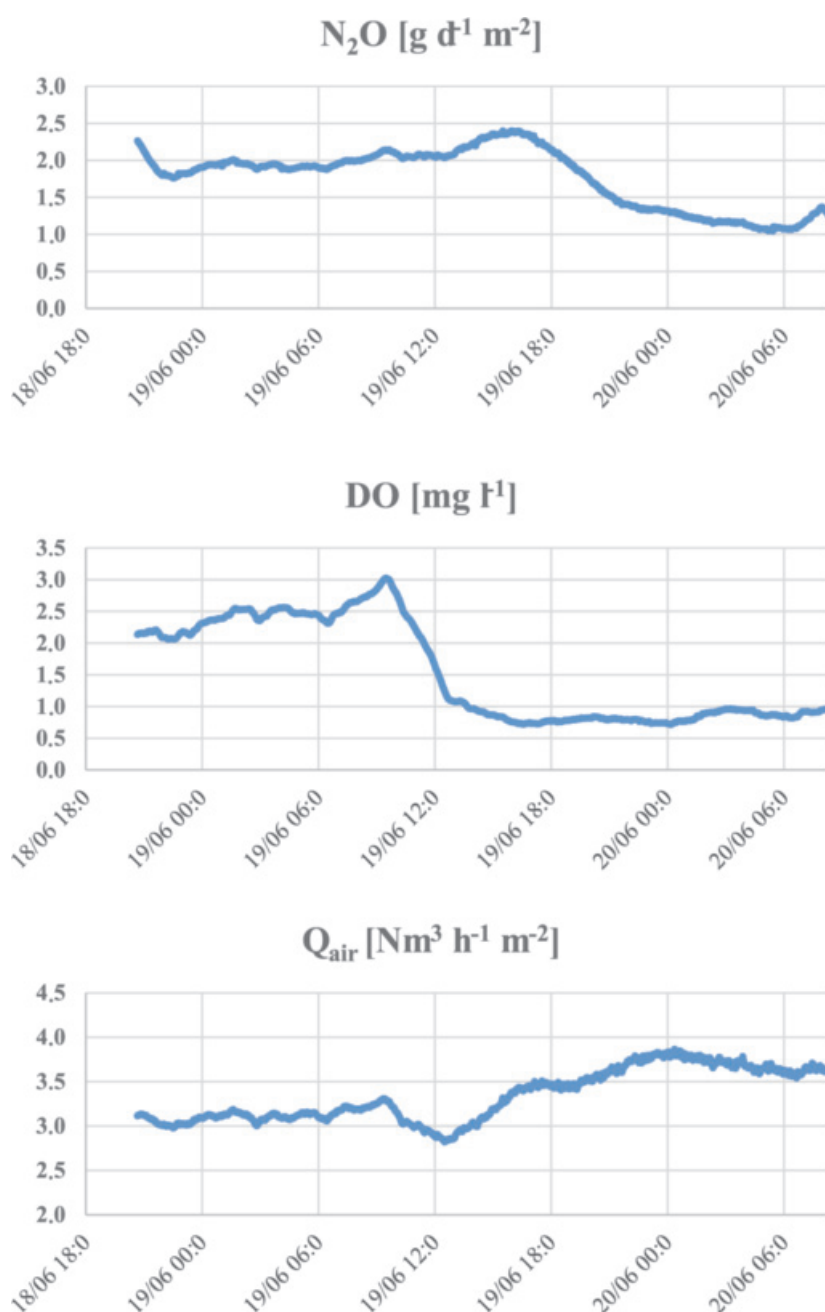


Figura 14 – Andamento delle emissioni di N_2O [$g\ N_2O\ d^{-1}\ m^{-2}$], DO [$mg\ l^{-1}$] e Q_{air} [$Nm^3\ h^{-1}\ m^{-2}$] prova stazionaria vasca 5, campagna 2

4. CONCLUSIONI

L'ottimizzazione dei processi di trattamento degli impianti di depurazione delle acque reflue rappresenta una possibilità concreta di riduzione dei consumi energetici e del CFP degli impianti. In particolare, i sistemi di aerazione sono responsabili del 50-60% dei consumi totali e una loro gestione efficace può apportare benefici sia ambientali che economici. Nell'ambito del progetto LIFE LESSWATT, co-finanziato dall'Unione Europea, è stato progettato e realizzato il prototipo LESSDRONE

per il monitoraggio, nel tempo e nello spazio, dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno e delle emissioni dirette dai comparti di ossidazione degli impianti di depurazione.

Lo strumento, testato presso l'impianto di depurazione Cuioidepur, risulta agile da manovrare e, grazie all'elevato automatismo, consente di ridurre la presenza di personale necessario per le misure. Inoltre, rende possibile monitorare l'intera superficie delle vasche di ossidazione raggiungendo un maggior grado di precisione nelle stime, nonché una visione complessiva della distri-

buzione dei parametri monitorati. Le campagne di misura svolte presso Cuoiodepur hanno permesso di mettere a punto e ottimizzare le modalità e le procedure di svolgimento delle prove, sia nella sua parte *hardware* che nella parte *software*. I dati acquisiti risultano coerenti con le condizioni di processo dell'impianto e hanno consentito di approfondirne la conoscenza, inoltre, la bontà delle risposte emerse dai confronti con i dati rilevati dai sensori presenti sull'impianto (per portata d'aria) e dalle analisi eseguite sui campioni prelevati (per le emissioni dei gas serra), ha dimostrato che il LESSDRONE è in grado di misurare e stimare in maniera corretta i parametri di interesse. Attraverso l'utilizzo di questo strumento sarà possibile identificare le condizioni di processo (portata d'aria, DO, età del fango) in grado di ridurre le emissioni di GHGs complessive cui contribuiscono quelle dirette provenienti dalle vasche di ossidazione e quelle indirette legate ai consumi energetici. Conseguentemente ad una possibile diminuzione della portata d'aria da insufflare, ne trarrebbero beneficio anche le prestazioni del sistema di aerazione, che vedrebbe aumentare la sua efficienza di trasferimento dell'ossigeno. Il monitoraggio dell' α SOTE permetterebbe anche di ottimizzare le modalità e la frequenza di intervento per la pulizia e/o la sostituzione dei diffusori. La funzionalità e la versatilità della tecnologia proposta rappresentano un aspetto cruciale per garantire la sua trasferibilità ad altri impianti di depurazione che lavorano in differenti contesti operativi. Per tale ragione, il prototipo sarà testato e ottimizzato in ulteriori 5 impianti di depurazione europei, di cui 3 italiani e 2 nord-europei, al fine di confrontarsi con tecnologie impiantistiche e gestionali molto diversificate permettendo di realizzare un protocollo applicabile a una vasta gamma di tecnologie e condizioni operative.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Daelman M.R.J., van Voorthuizen E.M., van Dongen U.G.J.M., Volcke E.I.P., van Loosdrecht M.C.M. (2012) Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research* 46, 3657-3670.
- Foley J., de Haas D., Yuan Z., Lant P. (2010) Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water Research* 44, 831-844.
- Gori R., Balducci A., Caretti C., Lubello C. (2014) Monitoring the oxygen transfer efficiency of full-scale aeration systems: Investigation method and experimental results. *Water Science and Technology* 70, 8-14.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Science.
- IPCC (2013) *Anthropogenic and natural radiative forcing, in: Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. pag. 82.
- Kampschreur M.J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M. (2009) Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 43, 4093-4103.
- Kampschreur M.J., van der Star W.R.L., Wielders H.A., Mulder J.W., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M. (2008) Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Research* 42, 812-826.
- Krampe J., Krauth K. (2003) Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentrations. *Water Science and Technology* 47, 297-303.
- Liu Y., Cheng X., Lun X., Sun D. (2014) CH₄ emission and conversion from A₂O and SBR processes in full-scale wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences (China)* 26, 224-230.
- Mannina G., Ekama G., Caniani D., Cosenza A., Esposito G., Gori R., Garrido-Baserba M., Rosso D., Olsson G. (2016) Greenhouse gases from wastewater treatment – A review of modelling tools. *Science of the Total Environment* 551-552, 254-270.
- Metcalf W., Eddy C. (2003) *Metcalf and Eddy Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse McGraw Hill. New York, NY. 384.
- Redmon D., Boyle W.C., Ewing L. (1983) Oxygen transfer efficiency measurements in mixed liquor using off-gas techniques. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 55, 1338-1347.
- Ren Y., Wang J., Xu L., Liu C., Zong R., Yu J., Liang S. (2015) Direct emissions of N₂O, CO₂, and CH₄ from A/A/O bioreactor systems: impact of influent C/N ratio. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 8163-8173.
- Rosso D., Iranpour R., Stenstrom M.K. (2005) Fifteen Years of Offgas Transfer Efficiency Measurements on Fine-Pore Aerators: Key Role of Sludge Age and Normalized Air Flux. *Water Environment Research* 77, 266-273.
- Rosso D., Stenstrom M.K. (2006) Surfactant effects on α -factors in aeration systems. *Water Research* 47, 1397-1404.
- Tallec G., Garnier J., Billen G., Gossailles M. (2006) Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Water Research* 40, 2972-2980.
- Tallec G. (2008) Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology* 99, 2200-2209.
- Vaccari M., Foladori P., Nembrini S., Vitali F. (2018) Benchmarking of energy consumption in municipal wastewater treatment plants – A survey of over 200 plants in Italy. *Water Science and Technology* 77, 2242-2252.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2020 è sostenuta da:



better together



INGEGNERIA
DELL'AMBIENTE



N. 2/2020

