



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE

**XXVIII° CICLO DEL DOTTORATO DI RICERCA IN
BIOLOGIA AMBIENTALE**

**FATTORI LIMITANTI LA RICOLONIZZAZIONE
LICHENICA IN AMBIENTE URBANO: IL RUOLO
DELLA DISPONIBILITÀ IDRICA**

Settore scientifico-disciplinare: BIO/03 BOTANICA AMBIENTALE ED APPLICATA

**DOTTORANDO
FRANCESCO PANEPINTO**

**COORDINATORE
PROF. GIORGIO ALBERTI**

**SUPERVISORE DI TESI
PROF. MAURO TRETACH**

ANNO ACCADEMICO 2015/2016

Con Amore:

*A mio figlio Simone al quale
questo lavoro ha sottratto
tempo prezioso*

*A mia moglie per la pazienza e il
costante sostegno.*

INDICE

RIASSUNTO	5
1. INTRODUZIONE	8
2. MATERIALI E METODI	11
2.1 Introduzione	11
2.2 Siti di studio	12
2.3 Rete campionaria	13
2.4 Quantificazione della biodiversità lichenica	15
2.5 Monitoraggio dei parametri microclimatici	16
2.6 Alterazione della qualità dell'aria	19
2.7 Analisi Statistica	26
3. RISULTATI	27
3.1 Biodiversità lichenica	27
3.1.1 Udine	27
3.1.2 Padova	28
3.1.3 Analisi della flora lichenica	29
3.2 Parametri microclimatici	29
3.2.1 Temperatura	30
3.2.2 Umidità relativa	32
3.2.3 Deficit di saturazione della pressione di vapore	34
3.2.4 Umidità assoluta	36
3.2.5 Potenziale idrico	37
3.2.6 Parametri microclimatici e intensità edificata	38
3.3 Alterazione della qualità dell'aria	40
3.3.1 Udine	40
3.3.2 Padova	40
3.3.3 Confronto con i dati di centralina	41

3.4 Analisi statistica dei dati	44
3.4.1 Confronto fra stazioni in prossimità e lontano dai canali	44
3.4.2 Analisi multivariata	46
3.4.3 Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman	48
4. DISCUSSIONE	50
5. CONCLUSIONI	58
6. BIBLIOGRAFIA	59
RINGRAZIAMENTI	64

RIASSUNTO

Le ricerche condotte in seno al presente lavoro hanno affrontato la tematica relativa ai fattori che condizionano la colonizzazione dei licheni epifiti in ambiente urbano e, in particolare, il ruolo del mesoclima e dell'inquinamento atmosferico con particolare riguardo agli effetti della disponibilità idrica. Da decenni, il deserto lichenico e/o la scarsa biodiversità lichenica nei centri urbani è stata associata agli inquinanti aerodiffusi fitotossici. L'ipotesi che l'assenza di licheni in aree fortemente antropizzate, particolarmente nelle città, fosse determinata dal microclima particolarmente secco per il fenomeno noto come "heat Island", era stata formulata già negli anni '60 da ricercatori dell'Europa orientale e parzialmente ribadita da più recenti lavori. Durante questi decenni, in contrasto con tale visione, sono state proposte altre ipotesi che hanno progressivamente dato sempre più importanza agli effetti di inquinanti aerodiffusi. Nonostante alcuni autori abbiano ammesso la possibile interazione dei due fattori sulla scomparsa delle specie licheniche nei centri cittadini, la convinzione che il cosiddetto "lichen desert" sia determinato dalla presenza di inquinanti è decisamente prevalsa sulla "drought hypothesis", grazie anche ai numerosi studi di campo e di laboratorio che hanno dimostrato la tossicità di diversi inquinanti, *in primis* l'anidride solforosa. A partire dagli anni '90, interventi mirati sulle attività produttive hanno effettivamente migliorato la qualità dell'aria, con una conseguente drastica diminuzione di SO₂. Ne è conseguito un rapido fenomeno di ripopolamento ad opera di molte specie licheniche, soprattutto nitrofile, tuttavia una certa diminuzione della ricchezza floristica è ancora rilevabile nei pressi delle aree urbane ed industriali, possibilmente a causa delle elevate concentrazioni di NO_x. La ricolonizzazione da parte di molte specie licheniche a seguito del miglioramento della qualità dell'aria nei centri urbani ha inoltre portato molti ricercatori a voler comprendere se la biodiversità lichenica sia ancor oggi un buon metodo per valutare la qualità dell'aria. Con il mancare del principale fattore limitante, la SO₂, è infatti più difficile interpretare, ai fini del biomonitoraggio, i dati di diversità lichenica, in particolare in aree con elevata variabilità climatica. L'importanza dei fattori mesoclimatici nel determinare la distribuzione dei licheni in ambiente urbano è però ancora largamente sottovalutata a causa della scarsità di dati sperimentali. Sebbene i fattori mesoclimatici siano stati già ritenuti fondamentali dai proponenti della

“drought hypothesis”, tutti gli studi di ecologia urbana e di biomonitoraggio ambientale degli ultimi quattro decenni, con ben poche eccezioni, li hanno ignorati, quando non apertamente rigettati, spiegando i fenomeni osservati in funzione della presenza di inquinanti aerodiffusi e, in subordine, della discontinuità dei corridoi ecologici urbani, che inevitabilmente limitano i fenomeni di ri-colonizzazione nei periodi di miglioramento delle condizioni ambientali. Recenti esperimenti di trapianto in condizioni altamente standardizzate suggeriscono, invece, che il principale fattore ambientale che limita la colonizzazione lichenica in ambiente urbano sia proprio la disponibilità idrica.

Per testare il ruolo della disponibilità idrica sulla diversità lichenica sono state scelte due città-campione, Udine e Padova, in quanto presentano condizioni macroclimatiche comparabili e numerosi canali, rogge e corsi d'acqua che attraversano il tessuto urbano. Sono state individuate coppie di transetti paralleli, di cui uno orientato lungo il percorso di questi corsi d'acqua, al fine di operare un confronto a coppie tra la flora lichenica in siti con simili livelli di inquinamento atmosferico, ma condizioni microclimatiche presumibilmente diverse. Per la caratterizzazione microclimatica delle stazioni di campionamento sono stati collocati 16 data logger per il rilevamento, ad intervalli di mezz'ora, dei valori di temperatura °C, umidità relativa (RH%) e punto di rugiada (DwP °C) per un periodo di rilevazione pari a 12 mesi. La disponibilità idrica è stata espressa, oltre che in funzione dell'umidità relativa, anche mediante altri due importanti parametri ecologici, il deficit di saturazione della pressione di vapore (VPD - Kpa) e il potenziale idrico dell'aria (Ψ_{wv} - Mpa). I livelli di alterazione della qualità dell'aria sono stati oggetto di una campagna di misurazione per un periodo di 7 giorni durante l'inverno 2015, quando le concentrazioni di SO₂ e NO_x sono tipicamente alte, mediante l'utilizzo di campionatori a diffusione collocati in 6 coppie di stazioni, 3 a Udine e 3 a Padova, ritenute più rappresentative per i volumi di traffico. Lo studio della flora lichenica è stato svolto su *Tilia* sp. applicando la metodologia standardizzata europea per la quantificazione del “Lichen Diversity Value” (LDV). I biomonitoraggi sono stati eseguiti in corrispondenza di 16 stazioni (8 coppie) di cui 10 a Udine e 6 a Padova su un numero complessivo di 72 alberi.

I risultati ottenuti in questo lavoro hanno dimostrato che in presenza di condizioni microclimatiche più favorevoli riscontrate lungo i canali si assiste ad una maggiore ricchezza della flora lichenica e ciò, in apparenza, indipendentemente dalle concentrazioni dei principali inquinanti aerodiffusi rilevati in questo studio, le cui concentrazioni sono pressoché omogenee tra le coppie di stazioni. Si sono

potuti osservare, nelle stazioni orientate lungo i canali, valori di LDV sempre significativamente maggiori rispetto alle corrispondenti stazioni poste lontane da essi, con differenze che in alcune coppie sfiorano l'80% a favore della stazione posta in prossimità del canale. La caratterizzazione microclimatica delle stazioni di biomonitoraggio consente di associare questi maggiori livelli di diversità lichenica alla maggiore disponibilità idrica misurata nelle stazioni poste in prossimità dei canali. Significativo è apparso inoltre il ruolo che l'intensità edificata ha nel condizionare la biodiversità lichenica. Vi è, infatti, una costante tendenza alla diminuzione di LDV procedendo dalle stazioni di periferia alle stazioni del centro città a causa del progressivo peggioramento del mesoclima sempre più caldo e arido. La presenza dei canali determina, infatti, una mitigazione dell'effetto isola di calore grazie alla maggiore umidità dell'aria e alle temperature più basse alle quali è possibile associare non solo un incremento di LDV ma anche una maggiore ricchezza floristica dei popolamenti lichenici epifiti lungo i canali.

I risultati ottenuti in questa sperimentazione conducono inequivocabilmente alla conclusione che la disponibilità idrica nel interviene a modificare la sensibilità tolleranza dei licheni agli inquinanti presenti nell'ambiente urbano. Per la prima volta, grazie ad una meticolosa pianificazione sperimentale, è stato infatti possibile circostanziare, a ridotta scala locale, l'importante ruolo svolto dei fattori microclimatici, e in particolare dell'umidità dell'aria, nel favorire la colonizzazione lichenica in ambiente urbano, sia in termini di numero di taxa che di copertura dei popolamenti lichenici epifiti. L'umidità atmosferica può quindi essere considerata, a buon diritto, fra le variabili che favoriscono la persistenza e la ricolonizzazione dei licheni in ambiente urbano. L'approccio critico con cui è stato effettuato l'insieme delle indagini, inoltre, permetterà di proporre alcune modifiche sostanziali ai protocolli interpretativi dei valori di biodiversità lichenica, aprendo nel contempo delle ulteriori prospettive di ricerca molto stimolanti.

1. INTRODUZIONE

I licheni sono largamente utilizzati da decenni in studi di biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico (Nimis et al., 2002) in quanto organismi estremamente reattivi all'alterazione della normale composizione atmosferica, sia a livello cellulare che di individuo o di comunità (Van Dobben et al., 2001; Purvis et al., 2006). La sensibilità alla presenza di inquinanti aerodiffusi è strettamente legata alla loro particolare biologia; l'assenza di organi deputati all'assorbimento di acqua, di strutture che regolano gli scambi gassosi e di tessuti protettivi, come quelli tipici delle piante vascolari, ha infatti determinato lo sviluppo di efficienti meccanismi di assorbimento dell'acqua, sostanze nutritive e gas direttamente dall'atmosfera mediante l'intera superficie del tallo (Nash, 1997).

Una vastissima letteratura scientifica è concorde nell'identificare nell'anidride solforosa la principale causa del declino delle comunità licheniche nei pressi delle aree antropizzate. Tuttavia, in tutti i paesi industrializzati, negli ultimi decenni l'inquinamento da SO₂ è progressivamente diminuito, grazie alla costante riduzione delle emissioni (European Environmental Agency, 2010). Di conseguenza, è aumentato il ruolo di altri inquinanti, prima considerati di secondaria importanza. Tra questi vi sono certamente le sostanze azotate, in particolare quelle ossidate (es. NO, NO₂, NO₃), e quindi l'ozono (O₃), di cui gli ossidi d'azoto (NO_x) sono i più importanti precursori (Erisman et al., 2003). Studi di carattere floristico hanno infatti osservato come in concomitanza di elevate concentrazioni di ossidi d'azoto ci sia un progressivo deterioramento della flora lichenica (p. es. Cepeda Fuentes & Garcia Rowe 1998; Isocrono et al., 2007). In base ad imponenti ricerche di campo condotte in Olanda e in Inghilterra, van Dobben et al. (2001) e Davies et al. (2007) hanno identificato proprio negli ossidi di azoto i principali responsabili del declino della vegetazione lichenica sugli alberi lungo le strade.

D'altro canto, è stato documentato come negli ultimi anni i licheni epifiti hanno rapidamente ricolonizzato alcune aree fortemente urbanizzate dell'Europa occidentale (Hawksworth, 2002; Sparrius L.B., 2007) dai quali erano scomparsi da decenni a causa delle elevate concentrazioni di SO₂. La ricolonizzazione è avvenuta principalmente ad opera delle specie nitrofile (Loppi et al., 2002) e, secondo diversi autori, questo fenomeno può essere spiegato dalla capacità di questo gruppo di licheni di assimilare efficacemente l'azoto ossidato (van Herk, 2002; L. Davies, 2007; Cristofolini et al., 2008). Tuttavia, secondo altri autori

(Piccotto M. et al., 2011) la prevalenza della flora lichenica nitrofila nei fenomeni di ricolonizzazione può anche attribuirsi alla tolleranza ai lunghi periodi di aridità che ne garantisce l'adattabilità al mesoclima dei grandi centri urbani che, come noto, costituiscono delle "isole di calore" (Oke, 1995) caratterizzate da temperature medie più elevate, umidità dell'aria più bassa e, soprattutto, dalla rarefazione dei fenomeni di condensa notturna. Già nel 1969 Rydzak, nel formulare la cosiddetta "*drought hypothesis*", riconosceva nell'umidità atmosferica un importante fattore limitante la biodiversità lichenica in ambiente urbano. Tutti gli studi di ecologia urbana e di biomonitoraggio ambientale dei decenni successivi, con poche eccezioni, hanno però ignorato se non apertamente rigettato (Coppins, 1973; Le Blanc e N. Rao, 1973) le ipotesi di Rydzak (1968), spiegando i fenomeni osservati in funzione degli inquinanti aerodiffusi e, in subordine, della discontinuità dei corridoi ecologici urbani, che inevitabilmente limitano i fenomeni di ricolonizzazione nei periodi di miglioramento delle condizioni ambientali. Poco nota è invece l'importanza dei fattori mesoclimatici a causa della scarsità di dati sperimentali. Recenti studi hanno però rivalutato la validità scientifica della "*drought hypothesis*". Vari autori (p. es. Giordani, 2006; Cristofolini et al., 2008 – Seed et al., 2013) sottolineano che una delle problematiche più importanti negli studi di biomonitoraggio è comprendere quale siano le variabili che determinano la biodiversità lichenica, considerando che questi organismi sono altamente sensibili sia alla presenza di inquinanti aerodiffusi sia alle condizioni micro-, meso- e macro-climatiche (Nimis et al., 2002). In particolare Giordani (2006) suggerisce che la diversità lichenica è correlabile a diversi fattori ecologici oltre che all'inquinamento atmosferico, soprattutto piovosità e temperatura. Ricerche di campo condotte in Italia da Loppi et. al. (2002) hanno consentito di apprezzare, a parità di livelli di alterazione delle condizioni ambientali, una relazione significativa tra abbondanza di licheni epifiti e climi più umidi. Esperimenti di trapianto di licheni condotti in condizioni altamente standardizzate suggeriscono inoltre che, in seguito alla riduzione di certi inquinanti (soprattutto la SO₂), il principale fattore ambientale che limita la sopravvivenza lichenica in ambiente urbano è la disponibilità idrica (Tretiach et al., 2012). È ipotizzabile che la maggiore disponibilità idrica determini una maggiore e più frequente idratazione dei talli, permettendo una attività metabolica che consente al lichene di affrontare lo stress indotto dall'inquinamento aerodiffuso.

Le ricerche condotte in seno al presente lavoro hanno affrontato la tematica relativa ai fattori che condizionano la colonizzazione dei licheni epifiti in ambiente

urbano e, in particolare, il ruolo del mesoclima, dell'inquinamento atmosferico e soprattutto, degli effetti della disponibilità idrica, attraverso la misurazione del *Lichen Diversity Value* (LDV) in stazioni con simili livelli di alterazione della qualità dell'aria ma umidità atmosferica presumibilmente diversa. Lo studio è stato condotto in due città campione del nord est dell'Italia, Padova e Udine, caratterizzate da condizioni macroclimatiche comparabili e dalla presenza di una rete di canali artificiali (rogge) e corsi d'acqua all'interno del tessuto urbano.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Introduzione

Il progetto di ricerca si propone di fornire un contributo alla conoscenza dei fattori che determinano la biodiversità lichenica in ambiente urbano ed, in particolare, l'importanza dei fattori mesoclimatici e della umidità atmosferica, per simili livelli di alterazione della qualità dell'aria.

Lo studio della flora lichenica è stato condotto, in condizioni altamente standardizzate, in stazioni poste lungo coppie di transetti paralleli, di cui uno orientato lungo il percorso di corsi d'acqua artificiali (rogge), al fine di operare un confronto a coppie tra la flora lichenica in siti con simili livelli di inquinamento atmosferico, ma condizioni microclimatiche presumibilmente diverse.

Lungo i transetti, per un periodo di rilevazione di 12 mesi, sono stati misurati i dati di temperatura e umidità ai fini della caratterizzazione microclimatica di ogni singola stazione.

I livelli di alterazione della qualità dell'aria sono stati oggetto di una campagna di misurazione per un periodo di 7 giorni durante l'inverno 2015, quando le concentrazioni di SO_2 e NO_x sono tipicamente alte, mediante l'utilizzo di campionatori passivi di tipo ANALYST per gli NO_x e RADIELLO per SO_2 ed NO_2 . I dati di cui sopra sono stati integrati anche con i valori misurati dalle centraline fisse della rete di rilevamento della qualità dell'aria.

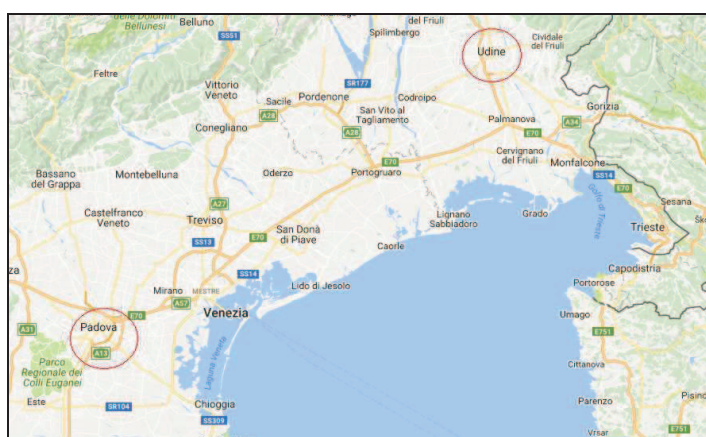


Fig. 2.1 Localizzazione geografica delle città campione

2.2 Siti di studio

Per testare il ruolo della disponibilità idrica sulla sopravvivenza dei licheni in ambiente urbano sono state individuate due città target, Udine e Padova, localizzate nel settore veneto friulano della pianura padana (fig. 2.1).

Una terza città, Treviso, è stata esclusa non essendo stato possibile individuare coppie di transetti paralleli a causa dell'assenza di alberature o, in alcuni casi, perché le specie arboree presenti non si prestano alla misurazione del Lichen Diversity Value (es: *Platanus* ed *Aesculus*)

La scelta di queste due città campione è legata alla presenza di numerosi canali che attraversano il tessuto urbano, eredità di una ben più estesa rete di navigli interni utilizzati, per secoli, come vie di collegamento, di trasporto e di generazione di energia meccanica, poi parzialmente tombati tra il diciannovesimo e il ventesimo secolo per le mutate esigenze di sviluppo urbanistico delle città.

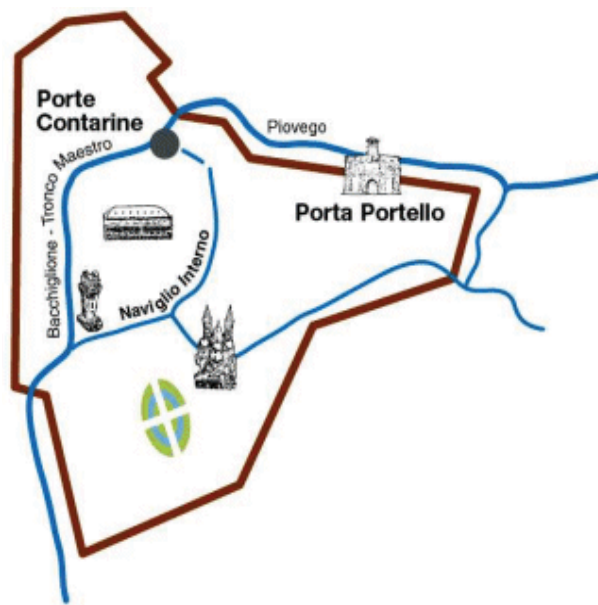


Fig. 2.2 Mappa schematica della città murata di Padova e vista del naviglio interno

Il clima di Udine presenta temperature abbastanza elevate d'estate e relativamente rigide d'inverno, ma con minor continentalità rispetto alle città della pianura Padana. Questa componente è il risultato sia dell'elevata frequenza dei temporali primaverili ed estivi sia dell'effetto che hanno i rilievi montuosi prealpini sui flussi d'aria provenienti dal vicino Mare Adriatico. L'inverno è la stagione meno piovosa, mentre d'estate sono frequenti i fenomeni temporaleschi, anche

accompagnati da forti grandinate. Nel complesso risulta essere uno dei capoluoghi di provincia più piovosi d'Italia con 1300 mm di precipitazione medio annua e un numero medio di 95 giorni di pioggia all'anno, distribuiti prevalentemente nei periodi autunnali e primaverili. La temperatura medio annua è pari a 12,8 °C con massime estive di poco superiori ai 35 °C e minimi invernali di poco sotto lo 0, anche se non mancano valori eccezionali (- 15 °C nell'inverno 1985). L'umidità relativa medio annua, infine, è pari al 71%.

Padova presenta un clima tendenzialmente subcontinentale mitigato tuttavia dalla vicinanza al Mar Adriatico. La temperatura medio annua è pari a 13,7 °C, con valori massimi estivi che possono sfiorare i 40 °C e minime invernali anche di - 7 °C. Le precipitazioni piovose medio annue si attestano poco sotto i 1000 mm (951 mm) con un numero medio di 85 giorni di pioggia prevalentemente distribuiti nei mesi autunnali e primaverili mentre i mesi invernali sono i più secchi. L'umidità relativa medio annua si aggira attorno al 75%.

2.3 Rete campionaria

La rete campionaria è costituita da stazioni poste lungo coppie di transetti paralleli, di cui uno orientato lungo il percorso di corsi d'acqua artificiali, al fine di operare un confronto a coppie tra la flora lichenica in siti con simili livelli di inquinamento atmosferico, ma condizioni microclimatiche presumibilmente diverse.

L'individuazione delle stazioni è stata condizionata principalmente dalla presenza di forofiti idonei, per specie e caratteristiche (vedi paragrafo 2.4), al rilievo della flora lichenica, contemporaneamente presenti sia in corrispondenza del canale che del transetto lontano dal canale.

Un'altra condizione tenuta in considerazione è il volume di traffico e, per quanto possibile, sono stati individuati siti di campionamento con simili flussi di traffico e, quindi, da livelli presumibilmente simili di inquinamento da gas di scarico dei motori a scoppio.

Si è cercato, per semplicità e speditezza delle operazioni sul campo, di limitare i rilievi su alberi del verde pubblico. A Udine è stato comunque necessario, per una stazione, eseguire i rilievi su alberi in proprietà private.

I rilievi della flora lichenica sono stati eseguiti in corrispondenza di 16 stazioni (8 coppie) di cui 10 a Udine e 6 a Padova. Nella prima città è stato possibile individuare due transetti che attraversano l'intera area urbana, dalla

periferia sud sino alla periferia nord, per un totale di circa 2,5 km di sviluppo con una distanza media tra i transetti di circa 500 metri. Il transetto “umido” segue il canale del Ledra che, a parte alcuni tratti, scorre a giorno lungo il confine ovest del centro storico della città friulana.



Fig. 2.3 Transetti e stazioni a Udine e vista delle rogge

A Padova è stato possibile studiare la flora lichenica su transetti di circa 2 km di lunghezza che dalla periferia sud raggiungono il confine settentrionale del centro storico, ripercorrendo il tratto occidentale delle mura veneziane della città euganea o il tronco maestro del Fiume Bacchiglione.

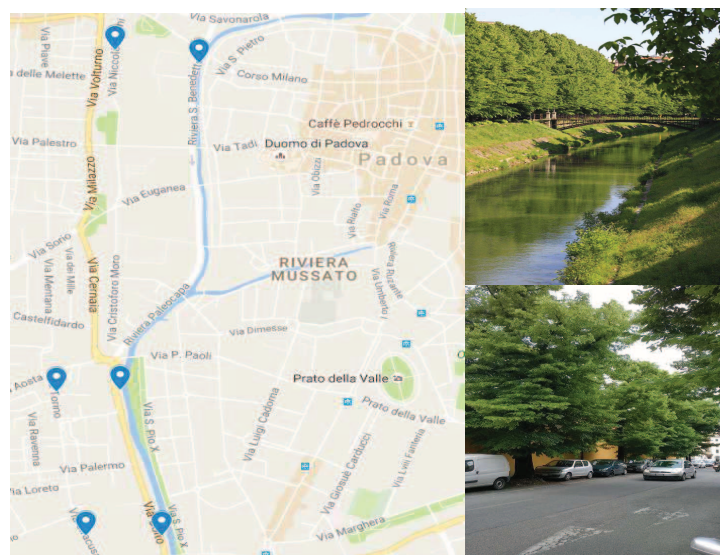


Fig. 2.4 Localizzazione delle stazioni a Padova (in blu)

2.4 Quantificazione della biodiversità lichenica

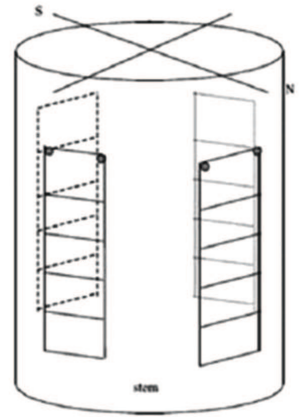
La biodiversità dei licheni epifiti ha dimostrato di essere un eccellente indicatore dell'inquinamento prodotto da sostanze gassose fitotossiche, (Hawksworth & Rose, 1970; Ferry et al., 1973; Nash & Wirth, 1988; Richardson, 1992; Cislighi & Nimis, 1997; Purvis, 2000; Van Dobben et al., 2001). I licheni rispondono con relativa velocità alla diminuzione della qualità dell'aria e possono ricolonizzare in pochi anni ambienti urbani e industriali qualora si verificino dei miglioramenti delle condizioni ambientali, come evidenziato in molte parti d'Europa (Rose & Hawksworth, 1981; Kandler & Poelt, 1984; Seaward & Letrouit-Galinou, 1991; Seaward, 1997; Hawksworth, 2002; Sparrius L.B., 2007). Inoltre sono anche sensibili ad altri tipi di alterazioni ambientali, tra queste l'eutrofizzazione rappresenta uno degli esempi più conosciuti (Van Dobben & De Bakker, 1996; Van Herk, 1999).

Negli ultimi decenni sono stati proposti molti metodi che, utilizzando opportune scale di interpretazione, valutano attraverso i licheni la qualità dell'aria. In questo studio si è fatto riferimento alla metodologia standardizzata europea per la quantificazione del Lichen Diversity Value (LDV), elaborata nell'ambito del Working Group TC 264/WG 31 del CEN (l'ente di normazione europeo) poi pubblicata nella versione definitiva all'inizio del 2014 (*Final version of EN 16413 "Ambient air – Biomonitoring with lichens – Assessing epiphytic lichen diversity"*). Questa metodologia si basa principalmente sui metodi elaborati in Germania (VDI Guideline; Whirt, 1995), Francia (AFNOR, 2008) e in Italia (ANPA, 2001) come integrata da Asta et al. nel 2002.

I rilievi sono stati eseguiti su *Tilia sp.*, con scorza sub acida e largamente utilizzato negli ultimi decenni negli studi di biomonitoraggio. Per la scelta dei forofiti, in accordo con le linee guida, si è prestata particolare attenzione a selezionare alberi con le seguenti caratteristiche standard:

- a) circonferenza del tronco, misurata a 130 cm dal suolo, compresa tra 50 e 250 cm;
- b) inclinazione del tronco al centro del reticolo di rilevamento < 20°, per ogni punto cardinale;
- c) assenza di danneggiamenti, verniciature, nodosità, scortecciature, fasce di scolo delle acque piovane e copertura di briofite che eccedano il 20% della superficie totale di rilevamento.

Per il rilevamento si è utilizzato un griglia standard di dimensioni totali di 10 x 50 cm suddivisa in 5 quadrati di 10 x 10 cm, disposte verticalmente sul tronco con la parte inferiore posizionata a 100 cm dalla superficie del suolo. La frequenza di una specie è pari al numero di quadrati dove la stessa è stata rilevata. I quattro elementi della griglia sono stati posizionati in corrispondenza dei punti cardinali (vedi a fianco). In presenza di parti di tronco non idonee ad essere campionate (nodi, scorcieccature ecc) sono state operate rotazioni di 20° in senso orario e, qualora non possibile, in senso anti orario come consentito dal protocollo CEN. Le rotazioni sono state eseguite anche nei casi di copertura di briofite superiori al 20 % della superficie di rilievo, indipendentemente dall'estensione della copertura lichenica. Nei casi di copertura di briofite inferiore al valore di cui sopra i licheni muscicoli sono stati comunque considerati nel calcolo della biodiversità.



Il valore di LDV della stazione è stata stimato statisticamente secondo il seguente schema:

1. per ciascun rilievo sono state sommate le frequenze di tutte le specie (LDV dell'albero)
2. sono state sommate tutte le frequenze rilevate in ogni punto cardinale e divisi i risultati per il numero di rilievi, ottenendo LDV del punto cardinale;
3. dalla somma degli LDV dei quattro punti cardinali si è ottenuto, infine, LDV della stazione.

Poiché è prevedibile una sostanziale differenza di crescita sui diversi lati del tronco le frequenze per ogni punto cardinale, infatti, vanno considerate separatamente.

2.5 Monitoraggio dei parametri microclimatici

Per la caratterizzazione microclimatica delle stazioni di campionamento sono stati collocati 16 data logger per il rilevamento, ad intervalli di mezz'ora, dei valori di temperatura °C, umidità relativa (RH%) e punto di rugiada (DwP °C) per un periodo di rilevazione pari a 12 mesi (Novembre 2014 - Ottobre 2015 a Udine e Marzo 2015 – Febbraio 2016 a Padova). I dati microclimatici raccolti sono stati

elaborati statisticamente e, in particolare, sono state calcolate per ognuno dei parametri misurati o calcolati:

1. le medie aritmetiche giornaliere, settimanali e mensili;
2. le medie aritmetiche dei valori massimi e minimi giornalieri, settimanali e mensili;
3. le medie aritmetiche per fasce di mezz'ora, limitatamente ai valori medi mensili registrati nella fascia di un'ora antecedente l'alba e nella fascia di un'ora successiva allo zenith.

Il data logger utilizzato è l'Easy-El USB 2 della Lascar Electronics, in grado di eseguire letture con intervalli di misurazione da 0 a 100% RH e da -35 a 80 °C. Lo strumento ha una risoluzione di 0,5 °C e di 0,5 % di RH e garantisce una precisione pari a 0,55 °C per la temperatura e 2,25 % per l'umidità relativa.

La raccolta dei dati climatici nelle due città campione è avvenuta in periodi diversi, con una sovrapposizione di nove dei dodici mesi rilevazione. Si è infatti estesa la ricerca alla città di Padova solo in un secondo momento con l'obiettivo di rafforzare i primi risultati ottenuti a Udine.

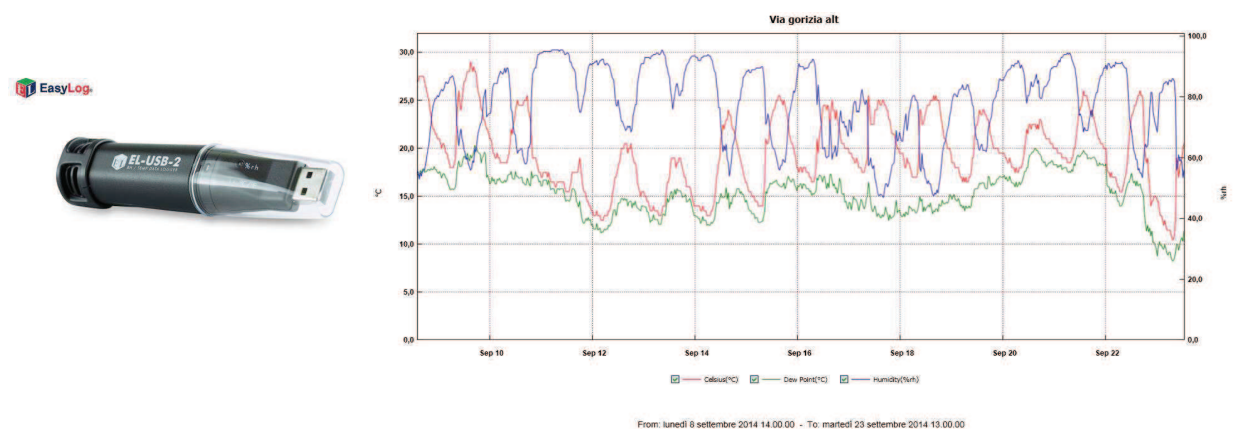


Fig. 2.5 Data logger e grafico restituito

Si è ritenuto opportuno prendere in considerazione anche altri importanti parametri ecologici attraverso i quali esprimere la disponibilità idrica ed, in particolare, l'umidità assoluta ($AH - g/m^3$), il deficit di saturazione della pressione di vapore ($VPD - Kpa$) e il potenziale idrico dell'aria ($\Psi_{wv} - Mpa$), calcolati a partire dai dati misurati direttamente di temperatura (°C) e umidità relativa dell'aria (RH%).

Il deficit di saturazione della pressione di vapore (Vapour Pressure Deficit - VPD) è un parametro ambientale molto importante perché regola i fenomeni di evapotraspirazione. L'aumento di VPD, direttamente proporzionale all'aumento

della temperatura e della radiazione solare, determina un incremento dello stress idrico ai quali sono sottoposti gli organismi vegetali ed è quindi molto utile, in relazione agli obiettivi di questo studio, per apprezzare la presenza di condizioni di maggior stress idrico ai quali sono sottoposti i licheni nelle stazioni disposte lungo i transetti orientati lontano dai canali. Il VPD è ottenuto dalla differenza tra la pressione di vapore a saturazione (e_s) e la pressione di vapore reale (e), mentre il loro rapporto è l'umidità relativa (RH). I valori di VPD sono stati calcolati applicando la seguente formula:

$$VPD = E_{s(t)} \times [1 - (RH/100)]$$

dove $E_{s(t)}$ è la pressione di vapore a saturazione ad una determinata temperatura dell'aria, a sua volta calcolata applicando la seguente equazione:

$$E_{s(t)} = 0,611 \times 10^{(7,5 \times T^{\circ}C / 237,7 + T^{\circ}C)}$$

L'umidità assoluta (Absolute Humidity – AH) è la effettiva quantità di vapore acqueo, espressa in g/m^3 , contenuta nell'aria, ad una certa temperatura e pressione. A pressione costante, l'umidità assoluta aumenta all'aumentare della temperatura dell'aria (in quanto ad elevate temperature si ha una maggiore evaporazione dell'acqua, che si unisce all'aria sotto forma di vapore acqueo), mentre il valore dell'umidità di saturazione è costante, quindi l'umidità relativa, essendo il rapporto tra queste due quantità, tende a diminuire all'aumentare della temperatura e a salire al diminuire della temperatura. Per il calcolo dei valori di umidità assoluta è stata applicata la seguente formula:

$$AH = (216,7 \times e) / 273 + T^{\circ}C$$

dove e (pressione di vapore reale) è pari a $RH \times E_{s(t)}$ (pressione di vapore a saturazione) calcolata come sopra riportato.

Un altro importante fattore preso in considerazione è stato il potenziale idrico (water potential – Ψ_{wv} MPa) che misura l'energia potenziale dell'acqua in un sistema, nel nostro caso nell'aria. In particolare il potenziale idrico è pari a 0 in condizione di aria satura (RH 100%) e diviene negativo al diminuire dell'umidità relativa. Questo importante fattore ha, in ecofisiologia, un valore sempre negativo

e decresce esponenzialmente al diminuire dell'umidità relativa (vedi fig. 2.6). Ψ_{wv} ci consente di apprezzare, anche per piccoli scarti di RH, il significativo incremento della differenza di potenziale tra l'acqua presente nei tessuti vegetali e l'acqua dispersa in atmosfera. Considerato infatti che l'acqua si sposta dall'ambiente con potenziale idrico più positivo verso l'ambiente che ha il potenziale idrico più negativo, tanto più negativo è Ψ_{wv} tanto più intensi sono i fenomeni di evapotraspirazione.

Relative Humidity (%)	Ψ_{wv} (MPa)
100.0	0.00
99.6	-0.54
99.0	-1.36
90.0	-14.2
80.0	-30.1
70.0	-48.2
60.0	-70.0
50.0	-93.6
20.0	-217.3
10.0	-310.8
0.00	-∞

Data are for 20°C and are calculated using the formula, $\Psi_{wv} = (135 \text{ MPa}) \ln \left(\frac{RH}{100} \right) = -14.2 \text{ MPa}$. Wood (2005), adapted from Nobel (1983).

Fig. 2.6 Umidità relativa e corrispondenti valori di potenziale idrico Ψ_{wv}

Per il calcolo del potenziale idrico Ψ_{wv} , a partire dai dati di T °C ed RH% registrati, si è applicata la seguente formula

$$\Psi_{wv} = (R \cdot T^{\circ}K / V_w) \cdot \ln(RH/100),$$

dove

- R (costante universale dei gas) = $8,3144 \text{ JK}^{-1} \text{ mol}^{-1}$
- V_w (volume molare parziale) = $18,05 \times 10^{-6}$

2.6 Alterazione della qualità dell'aria

I livelli di alterazione della qualità dell'aria sono stati oggetto di una campagna di misurazione per un periodo di 7 giorni durante l'inverno 2015, quando le concentrazioni di SO_2 e NO_x sono tipicamente alte, mediante l'utilizzo di campionatori a diffusione collocati in 6 coppie di stazioni, 3 a Udine (dal 12 al 19 febbraio 2015) e 3 a Padova (dal 13 al 20 febbraio 2015), ritenute più rappresentative per i volumi di traffico e con morfologia urbana simile. Grazie a questi campionatori passivi è possibile eseguire, a costi relativamente contenuti,

monitoraggi conformi alle normative vigenti, identificare potenziali fonti di inquinamento ed eseguire efficaci ricognizioni della distribuzione spaziale dei gas, COV e POP. Essi garantiscono uno stoccaggio per tempo indeterminato prima dell'analisi senza modifiche della concentrazione di composti campionati, e la capacità di sopportare la preconcentrazione o l'estrazione per aumentare la sensibilità delle analisi o per migliorare la quantità di informazioni ottenute dalle diverse tecniche analitiche utilizzate. (Namiesnik et al., 2005)

Un campionatore passivo può essere definito come un dispositivo che è in grado di prelevare campioni di gas o di vapori di sostanze inquinanti da atmosfera ad una velocità controllata da un processo fisico, come la diffusione attraverso uno strato d'aria statica o la permeazione attraverso una membrana, ma che non comporta il movimento attivo dell'aria attraverso il campionatore (Brown et al., 1984). Essi sono costituiti da fiale in plastica o cilindri in plastica o vetro, in genere chiusi ad un'estremità. All'interno di una fiala è posto un composto che reagisce in modo selettivo con l'inquinante di interesse. (Harper, 2000).

Relativamente ai principi di funzionamento, tralasciando qui gli aspetti teorici per brevità, il campionatore a diffusione è una scatola chiusa, di solito cilindrica, nella quale una delle due facce piane è "trasparente" alle molecole gassose e quella opposta le adsorbe. Sotto il gradiente di concentrazione, le molecole adsorbibili penetrano la superficie diffusiva rimanendo intrappolate da quella adsorbente. Una volta innescata la reazione con l'apertura della fiala si crea un differenziale di concentrazione tra l'esterno della fiala e l'interno. Le molecole del gas esaminato migrano (si diffondono) dalle concentrazioni più elevate verso quelle inferiori. Il processo viene interrotto con la chiusura della fiala al termine del periodo di misura (periodo di esposizione). In base al tipo di dispositivo ed all'inquinante misurato, l'analisi può essere effettuata impiegando tecniche diverse quali: colorimetria, cromatografia ionica, gascromatografia, HPLC ed altre. (Mosca S. et al, 2008)

In questo studio sono stati utilizzati due dei più diffusi campionatori a diffusione ovvero ANALYST per gli NO_x e RADIELLO per SO₂ ed NO₂.

L'ANALYST è un campionatore diffusivo di lungo periodo, a simmetria assiale, adatto per la determinazione delle concentrazioni medie di gas e vapori volatili nell'atmosfera urbana, con accuratezza di 20ppb ± 20%. La tecnica del campionamento passivo con gli ANALYST[®] (brevetto RM 98A-000584) è stata sviluppata dall'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, Italia. (fonte: www.aquariasrl.com)

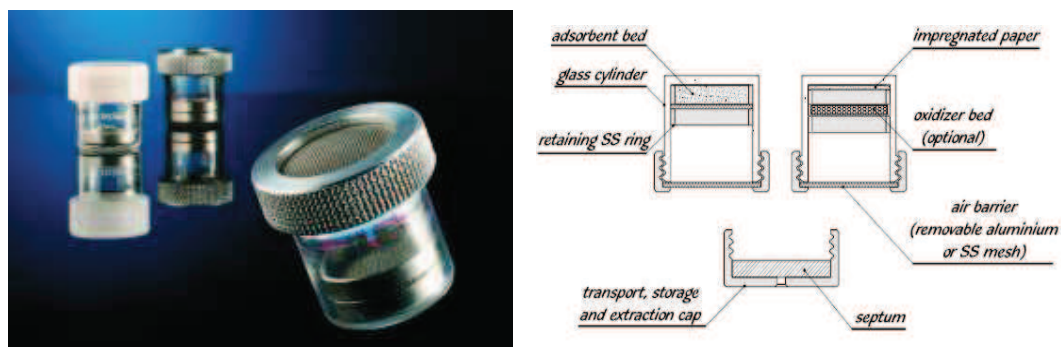


Fig. 2.7 Campionatore Analyst e schema di assemblaggio

Questo campionatore (Fig. 2.7) è pronto all'uso e non richiede l'intervento di personale specialistico. Si compone di un corpo cilindrico in vetro o in polietilene di piccole dimensioni (25 mm x 27 mm h), chiuso da un tappo a vite e contiene un tappo con rete inox per il campionamento e un tappo a membrana perforabile per l'iniezione del solvente e per la successiva estrazione.

Per ogni stazione sono stati esposti 3 campionatori, precedentemente conservati in frigo a 4°C, montati all'interno di shelter antiturbolenza con lamine verticali, che consentono di evitare possibili effetti di sovrastima, con vento forte o raffiche, e di sottostima in condizioni calma. Una volta ritirati i campionatori sono stati conservati nuovamente in frigo a 4°C rispettando il tempo massimo di conservazione consigliato.

Il principio su cui è basata la determinazione degli ossidi d'azoto è la cattura del biossido e dell'ossido d'azoto su una superficie reattiva dopo aver trasformato l'ossido d'azoto in biossido per ossidazione. La specie analizzata è il nitrito risultante dalla somma delle due specie. Dalla quantità di nitrito determinato si risale alla concentrazione degli ossidi d'azoto in aria.

Per l'estrazione dei campioni si è fatto riferimento al protocollo di cui al Manuale Operativo ANALYST – 07/12 – rev. 5 fornito dall'Acquaria srl. L'Analyst è stato in primo luogo smontato così da estrarre con le pinze solo il supporto ossidante (# 4, fig. 2.8), contenente ossido di cromo (CrO_3) che è stato poi trasferito in una Falcon da 50 ml, precedentemente lavata con acqua distillata, con la faccia completamente plastificata posta verso l'alto e l'altra faccia che supporta il materiale adsorbente completamente immersa in 10 ml di acqua MilliQ. La Falcon è stata poi sottoposta a mezz'ora di blanda agitazione meccanica.



Figura 2.8 - disegno esploso del campionatore passivo Analyst per NO_x. 1 = cilindro di contenimento, 2 = ossidante; 3 = anello di tenuta in acciaio inox; 4 = supporto e superficie adsorbente; 5 = guarnizione; 6 = tappo filettato in plastica; 7 = barriera antiturbolenza (fonte Manuale Operativo ANALYST – 07/12 – rev. 5)

Gli ossidi di azoto (NO ed NO₂) sono stati determinati come anione nitrito per via colorimetrica secondo una procedura standard per nitriti basata sulla reazione Griess - Saltzman. È stato utilizzato uno spettrofotometro DR6000 della HACH LANGE e un kit di test in cuvette LCK341 (Fig. 2.9), completo di tutti i reagenti necessari. Seguendo le indicazioni del manuale fornito dal produttore, 2 ml della soluzione precedentemente preparata sono stati trasferiti con pipetta automatica all'interno delle cuvette e analizzati in spettrofotometria UV – visibile.



Fig. 2.9 Test in cuvette e spettrofotometro UV-visibile DR6000 Hach Lange

Il risultato dell'analisi è espresso in µg di anione nitrito. Alla quantità di nitrito determinata nel campionatore è stata detratta la quantità determinata dall'analisi del bianco. Il calcolo della concentrazione di NO_x in aria (espressa in

$\mu\text{g}/\text{m}^3$), secondo la Direttiva Europea 1999/30, è stato effettuato in accordo con la seguente equazione:

$$\text{NO}_x = 2,89 \times 10^3 \text{ W/t} \times (293/273+T)^{1,8}$$

dove:

W = quantità di nitrito (μg) detratto il bianco

t = tempo di esposizione (h)

T = temperatura media durante il campionamento in $^{\circ}\text{C}$.

Per la misurazione delle concentrazioni di SO_2 e NO_2 è stato invece utilizzato il campionatore Radiello, introdotto sul mercato e brevettato dalla Fondazione Salvatore Maugeri di Padova, Italia. Si tratta di un campionatore diffusivo a simmetria radiale ed elevata portata di campionamento, incluso nella norma ISO 16200-2 per il campionamento e l'analisi di composti organici volatili, ed è conforme allo standard CEN/TC 264 WG 11.



Fig. 2.10 Campionatore Radiello con particolare della cartuccia assorbente (fonte: www.sigma-aldrich.com)

Questo campionatore (Fig. 2.10), dotato di elevata sensibilità, è costituito da un corpo diffusivo esterno in polietilene microporoso sinterizzato, che permette il trasferimento spontaneo delle molecole gassose, da una cartuccia adsorbente cilindrica, con un particolare materiale di riempimento al quale si fissano le molecole di inquinante, posta internamente al corpo diffusivo. Il limite di rilevabilità, nell'intervallo di 7 giorni di esposizione, è 1 ppb e l'incertezza è dell'11,9% per NO_2 e 9,2% per SO_2 .

I campionatori sono stati esposti per 7 giorni, in gruppi di tre per ognuna delle 6 stazioni oggetto di monitoraggio, all'interno di shelter antiturbolenza

assieme agli Analyst. Una volta ritirati i campionatori sono stati conservati in frigo a 4°C.

La determinazione dei due inquinanti è basata sulla capacità della trietanolamina (TEA) umida di cui è rivestita la cartuccia in polietilene microporoso di chemioadsorbire il biossido di azoto (NO₂) e biossido di zolfo (SO₂) sotto forma di ioni, rispettivamente, nitrito, solfito e solfato.

Per l'estrazione del campione è stata seguita la procedura riportata nel manuale della Fondazione Maugeri scaricabile al seguente indirizzo: http://www.radiello.com/italiano/download_it.htm. Il corpo assorbente è stato trasferito all'interno di una provetta fornita unitamente al campionatore, e "lavato" con 5 ml di acqua MilliQ mantenendo in agitazione con Vortex per 2 minuti. La soluzione così ottenuta è stata trasferita in una siringa da 10 ml all'estremità della quale è stato applicato un filtro micropori da 0,45µm. Mediante la siringa l'eluato è stato infine trasferito in una Falcon da 15 mL.

Il biossido di azoto (NO₂) e il biossido di zolfo (SO₂) sono stati dosati in cromatografia ionica eseguita con cromatografo IC Metrohm equipaggiato con colonna Metrosep A SUPP 5 (6.1006.530) 250x4.0 mm e precolonna Metrosep A SUPP 4/5 Guard (6.1006.500). Il risultato della analisi è espresso in µg/l sottratta la concentrazione del bianco.

Le concentrazioni C_{NO₂} C_{SO₂} in µg/m³ si calcolano applicando le seguenti equazioni:

$$C_{NO_2} = \frac{m_{NO_2}}{QK \cdot t}$$

dove m_{NO_2} è la massa di nitrito (NO₂⁻) in µg trovata nella cartuccia, t è il tempo di esposizione in minuti e QK è il valore della portata di campionamento a K kelvin, quest'ultima calcolata secondo le equazioni fornite dal produttore;

$$- C_{SO_2} = \left(\frac{m_{SO_4}}{QK \cdot t} \right) \times 1.000.000$$

dove m_{SO_4} è l'intera massa di solfato (SO₄⁼) in µg trovata nella cartuccia (ottenuta dalla somma della massa di solfato più la massa di solfito moltiplicata per 1,2), t è il tempo di esposizione in minuti e QK è il valore della portata di campionamento a K kelvin, quest'ultima calcolata secondo le equazioni fornite dal produttore.

I dati di cui sopra sono stati integrati anche con i valori misurati, nelle due città e nel medesimo periodo, dalle centraline fisse della rete di rilevamento della qualità dell'aria delle Agenzie regionali protezione ambiente del Friuli Venezia Giulia e del Veneto.

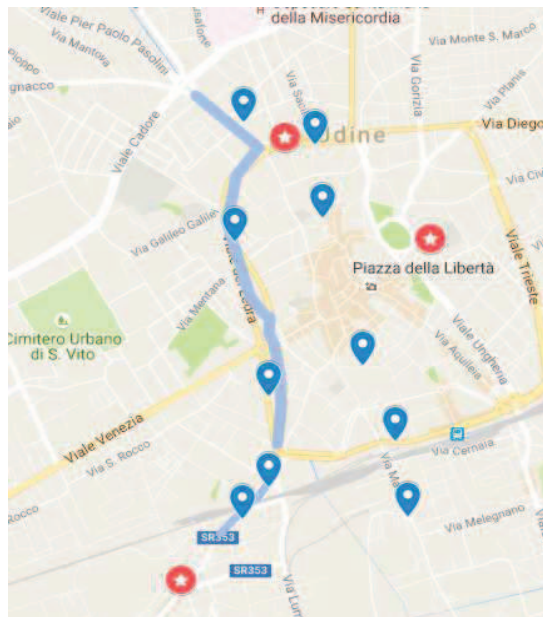


Fig. 2.11 Localizzazione delle stazioni di biomonitoraggio (in blu) e delle centraline fisse ARPA FVG (in rosso) a Udine

Le Arpa regionali hanno fornito, per ogni singolo giorno, i livelli orari massimi misurati dalle centraline di NO₂, NO_x e, solo per Padova, anche di SO₂. I valori orari massimi sono stati mediati per ottenere il valore medio giornaliero e, infine, i valori medi settimanali di ogni singolo inquinante aerodiffuso considerato.

CITTÀ	Ubicazione	Inquinanti misurati
UDINE	Via San Daniele	NO ₂ – O ₃ – PM10
	Via Cairoli	NO ₂ – O ₃ – PM10
	Via Sant’Osvaldo	NO ₂ – O ₃ – PM10
PADOVA	Via Arcella	CO – NO ₂ – O ₃ – PM10 – SO ₂
	Viale G. Carli	CO – NO ₂ – O ₃ – PM10 – SO ₂
	Via dell’Internato ignoto	CO – NO ₂ – O ₃ – PM10 – SO ₂
	Mandria	CO – NO ₂ – O ₃ – PM10 – SO ₂

Tab. 2.1 Elenco delle stazioni di rilevamento della qualità dell'aria

2.7 Analisi statistica

I dati sono stati elaborati utilizzando i programmi Microsoft Excel 2013 e StatSoft- STATISTICA 6.0 e 7.0.

Per l'analisi statistica dei dati si è scelto di applicare test di tipo non parametrico in quanto le misure eseguite non raggiungono una numerosità campionaria tale da avere la certezza che le variabili in questione siano distribuite in modo normale.

Per evidenziare eventuali differenze statisticamente significative fra le stazioni in prossimità e quelle lontano dai canali per i valori di LDV, NO_x, NO₂ e dei parametri microclimatici (T, RH, AH, VDP, Ψ_{wv}), è stato applicato il Test di Wilcoxon per campioni appaiati (p-value significativo se <0,05). Considerata la ridotta numerosità campionaria relativa alle concentrazioni di NO_x ed NO₂ (tre ripetizioni per ogni stazione) sono state utilizzate le concentrazioni medie del periodo di sette giorni. Per i parametri microclimatici, invece, sono stati utilizzati tutti i valori registrati nel periodo di misurazione.

Per indagare la dipendenza dei valori di LDV (variabile dipendente) dalle concentrazioni degli inquinanti atmosferici misurati con i campionatori passivi (NO_x ed NO₂) e dai parametri ambientali T, RH, VDP, Ψ_{wv} (variabili indipendenti) è stata inizialmente condotta un'indagine esplorativa attraverso una Analisi delle Componenti Principali (PCA).

Successivamente, per evidenziare eventuali differenze statisticamente significative fra le due città per LDV, NO_x, NO₂, T, RH, VDP e Ψ_{wv} è stato applicato il test U di Mann-Whitney.

La correlazione fra LDV e parametri ambientali è stata indagata, sia considerando tutte le stazioni sia tenendole separate per città, con il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman. Sono stati utilizzati i valori di LDV delle stazioni, i valori medi di sette giorni di NO_x ed NO₂ e i valori medi annui di T, RH, VDP, Ψ_{wv} .

Il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman è stato calcolato anche per indagare la correlazione tra intensità edificata e i valori medio annui di LDV, T ed RH.

3. RISULTATI

Questo capitolo è articolato in quattro sezioni. La prima sezione è dedicata ai risultati ottenuti dai rilievi della flora lichenica eseguiti su 72 alberi. Nella seconda sezione sono descritti i principali parametri microclimatici delle stazioni, ottenuti dall'elaborazione dei dati raccolti in dodici mesi in ognuna delle 16 stazioni di rilievo. Nella terza sezione sono riportate le concentrazioni dei principali inquinanti aerodiffusi misurati nei diversi siti dai campionatori diffusivi, poi integrati dai dati delle centraline fisse di rilevamento della qualità dell'aria delle ARPA del Friuli Venezia Giulia e del Veneto. Nella quarta e ultima sezione sono riportati i risultati dei test statistici con i quali sono stati trattati i dati di cui alle precedenti sezioni.

3.1 Biodiversità lichenica.

3.1.1 Udine

A Udine è stato possibile individuare 5 coppie di stazioni con 42 alberi rilevabili. I risultati mostrano l'esistenza di un marcato gradiente dei valori di LDV tra i due transetti, con evidenti differenze in alcune coppie (Fig. 3.1) e, soprattutto, per la coppia 2 ($\Delta = 79.71\%$).

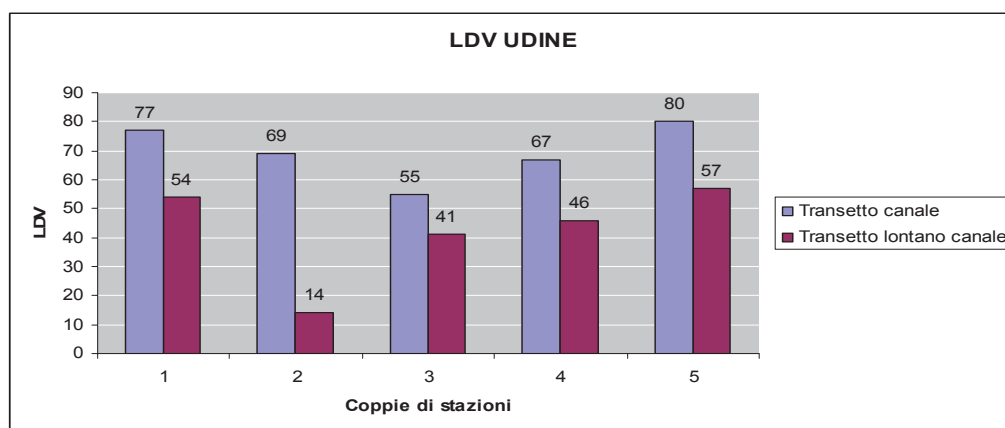


Fig. 3.1 Confronto a coppie dei valori di LDV rilevati a Udine

Mediando i valori misurati in corrispondenza delle stazioni, si ottiene un LDV del transetto orientato lungo il canale mediamente superiore del 27% rispetto a quello orientato lontano dal canale.

Nel grafico di fig. 3.1 le coppie di stazioni sono orientate dalla periferia Sud (coppia 1) alla periferia Nord della città (coppia 5) e si può quindi apprezzare l'esistenza di un secondo gradiente che mostra come i valori di LDV decrescano man mano che dalla periferia si procede verso il centro della città.

Il maggior numero di specie, 9, è stato rilevato in Via Caltanissetta (coppia 1, transetto canale, LDV 77) mentre il valore di LDV più elevato, 80, è stato rilevato in corrispondenza della stazione di Via Pordenone, posta all'estremo opposto del transetto (coppia 5, transetto canale). La flora lichenica più povera è stata rilevata in due delle 5 stazioni orientate lungo il transetto lontano dal canale, Via Crispi e Viale Europa Unita (4 specie) e in quest'ultima stazione si è registrato il più basso valore di LDV di tutti i rilievi, pari a 14. Relativamente poi a rilievi sui singoli alberi il valore di LDV dell'albero più alto è pari a 84 (Via Caltanissetta) mentre, in corrispondenza di 3 alberi presenti nella stazione di Viale Europa Unita (coppia 2, transetto lontano dal canale), sono stati rilevati valori di LDV pari a zero.

3.1.2 Padova

I rilievi della flora lichenica sono stati eseguiti su 30 alberi distribuiti in 6 stazioni. I risultati ottenuti rafforzano i dati di Udine, confermando l'esistenza di un marcato gradiente dei valori di LDV tra le stazioni orientate lungo il canale e le stazioni allineate sul transetto lontano dal canale.

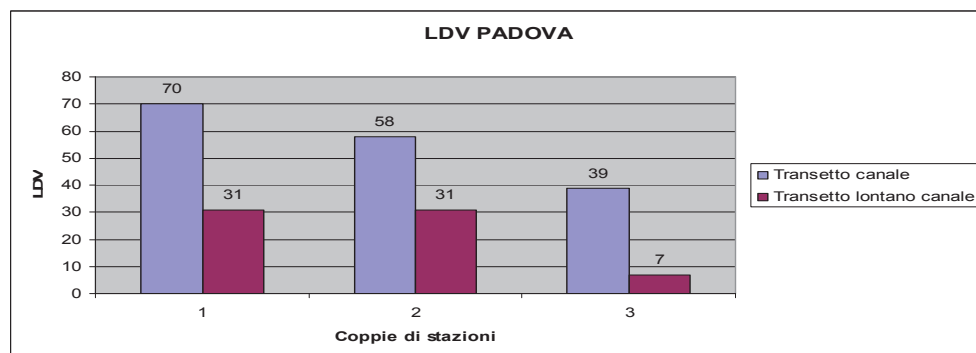


Fig. 3.2 Confronto a coppie dei valori di LDV rilevati a Padova

Anche in questo caso (Fig. 3.2) è apprezzabile un andamento decrescente dell'LDV dalle aree periferiche a urbanizzazione diffusa (coppia 1) alle aree più centrali a urbanizzazione massiva (coppia 3). Le differenze fra le coppie sono sempre significative con scarti anche del 56% per la coppia 1 e scarto medio tra i due transetti del 32%.

Il maggior numero di specie e il valore di LDV più elevato, rispettivamente 9 e 70, sono stati rilevati nella stazione ubicata nel tratto sud di Via Goito (coppia 1,

transetto canale). La flora lichenica più povera è stata rilevata nelle due stazioni costituenti la coppia 3, Riviera San Benedetto e Via Orsini (4 specie). In quest'ultima stazione si è registrato il più basso valore di LDV di tutti i rilievi, pari a 7. Relativamente poi a rilievi sui singoli alberi il valore di LDV dell'albero più alto è pari a 87 (Via Goito Sud) mentre, in corrispondenza 5 alberi presenti in ognuna delle stazioni orientate lontano dal canale, sono stati rilevati valori di LDV pari a zero.

3.1.3 Analisi della flora lichenica

La flora lichenica censita è relativamente povera (14 specie) e comprende molte specie nitrofile dello *Xanthorion* (*Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens*, *Physconia grisea*, *Punctelia subrudecta*, *Xanthoria parietina*). Queste specie sono ampiamente diffuse in tutte le stazioni oggetto di studio.

Meno diffuse, ma comunque presenti, sono specie riconducibili alle comunità di *Parmelion* (*Flavoparmelia caperata*, *Normandina pulchella*, *Parmotrema perlatum*, *Parmelina tiliacea*).

Da segnalare che *Flavoparmelia caperata* è stata quasi esclusivamente rilevata nelle stazioni lungo i canali in corrispondenza dei quali questa specie, mediamente N-tollerante, evidentemente beneficia, a parità di concentrazioni di NO_x, dell'ambiente più umido. Come segnalato in precedenti studi di biomonitoraggio (es. Miani et al., 2006) si è avuta conferma della penetrazione nelle aree urbane di *Parmotrema perlatum* che, in seno al nostro studio, è stata rilevata solamente presso i canali, dove maggiore è la disponibilità idrica.

Da segnalare anche la sporadica presenza di *Agonimia opuntiella*, lichene mediamente igrofilo, scarsamente tollerante l'eutrofizzazione.

A Padova si registra sia il valore più alto (87) che più basso (7) di LDV e, rispetto alla 14 specie censite in tutti i rilievi, qui non sono state rinvenute *Normandina pulchella* e *Parmelia sulcata*.

3.2. Parametri microclimatici

L'elaborazione dei dati restituiti dai data logger consente di apprezzare un significativo gradiente dei principali parametri microclimatici in entrambe le città campione, soprattutto nei valori massimi e minimi. Quanto sopra ad eccezione di

due coppie di stazioni dove o si registrano temperature minori e umidità maggiori lontano dal canale (Udine – coppia Via Micesio – Parco Antonini) o non si registrano apprezzabili differenze (Padova – coppia Via Goito Nord – Piazzale Firenze).

3.2.1 Temperatura

I dati registrati consentono di apprezzare un gradiente di temperatura tra i due transetti con valori mediamente superiori lungo i transetti orientati lontano dai canali. A Padova la temperatura media annua in corrispondenza del transetto lontano dal canale è di 0,43 °C superiore rispetto al transetto orientato lungo il canale (15,61° C contro 16,03 °C).

A Udine si è registrata una differenza molto più ridotta, pari a soli 0,18 °C ma si deve considerare che, in corrispondenza di una coppia di stazioni, la temperatura medio annua è superiore di 2 °C circa nella stazione posta lungo il canale. Questo dato in controtendenza, come già sopra anticipato, pare essere riconducibile alla circostanza che la stazione del transetto lontano dal canale, Parco Antonini, è stata individuata all'interno di un parco alberato mentre la stazione di confronto, Via Micesio, si contraddistingue per la presenza di un filare di tigli a immediato ridosso di una strada a due corsie. Eliminati i valori della coppia di stazioni di cui sopra la temperatura medio annua del transetto orientato lungo il canale è inferiore di 0,72 °C rispetto al transetto di confronto (15,46 °C contro 16,18 °C)

Più significativi appaiono i dati relativi alle medie mensili dei massimi e dei minimi (Fig. 3.3). A Padova si registrano differenze nei valori medio massimi anche superiori di 1,5 °C tra le coppie di stazioni e a Udine, per la coppia Via D'Ascoli – Viale Europa Unita, si arriva ad una differenza di 2,2°C .

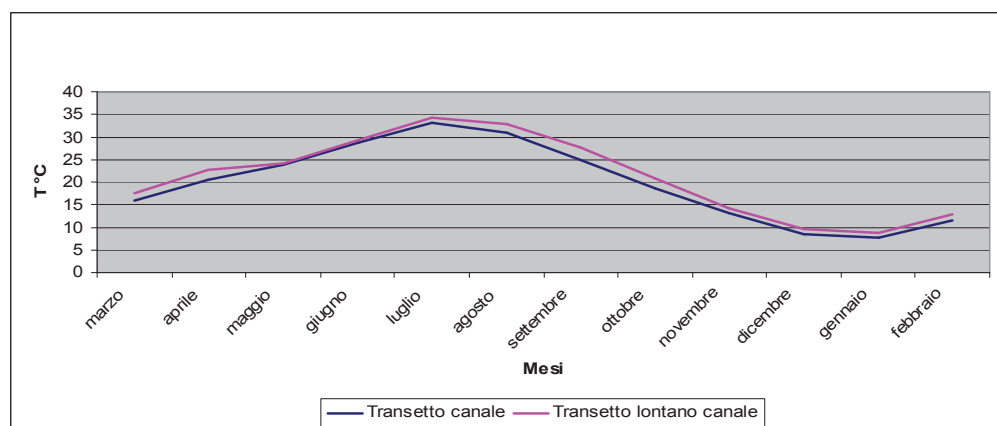


Fig. 3.3 Confronto dei valori medi mensili dei massimi della temperatura, registrati a Padova nel periodo marzo 2015 – febbraio 2016 (coppia Riviera S. Benedetto – Via Orsini)

Se circoscriviamo l'analisi ai valori registrati durante i mesi più caldi si nota che i canali, con le loro correnti di acqua a temperatura inferiore rispetto a quella dell'aria, contribuiscono decisamente a ridurre i picchi massimi di temperatura (Fig. 3.4).

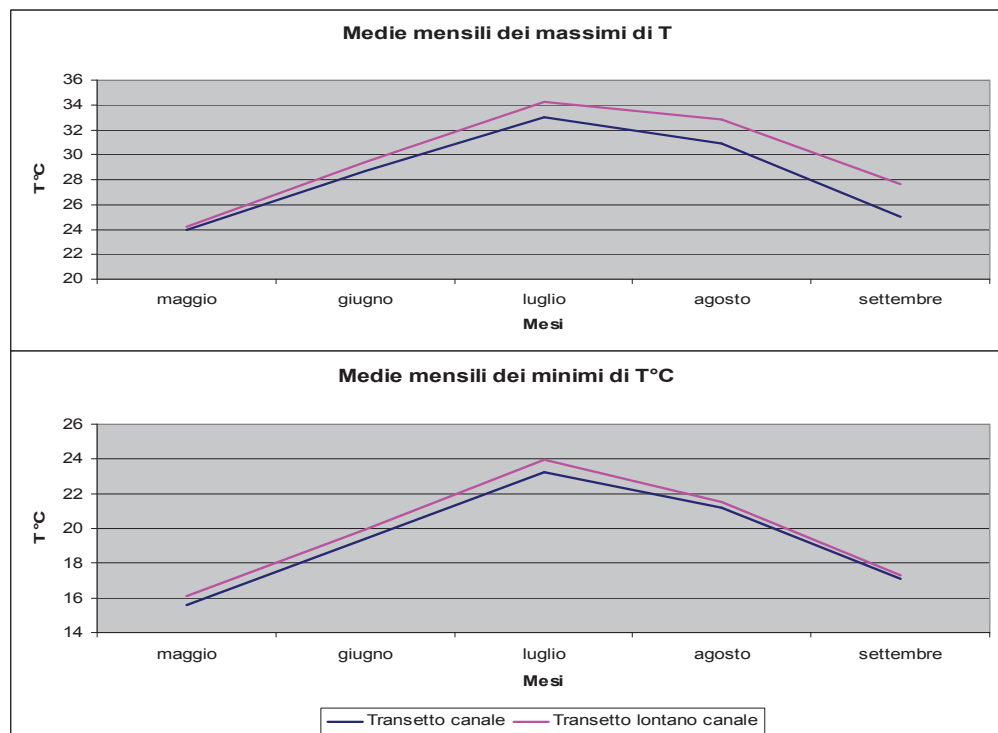


Fig. 3.4 Tipico andamento dei valori delle medie mensili dei massimi e dei minimi della temperatura nel periodo primaverile estivo. (Padova - maggio - settembre 2015, coppia Goito Sud - Via Siracusa)

Dall'analisi dei grafici riportati alla figura 3.4, è possibile apprezzare come sia i valori medi dei massimi che medi dei minimi della temperatura siano inferiori nelle stazioni orientate lungo i canali. Nel caso della coppia considerata nel grafico, il valore medio mensile massimo di luglio in corrispondenza del canale (33,05 °C) è inferiore di 1,22 °C rispetto a quello registrato nella corrispondente stazione di confronto (34,27 °C). Nel mese di agosto 2015 la forbice si è ulteriormente allargata a 1,90°C.

Le differenze nei valori medi mensili si verifica anche laddove si restringe il campo di osservazione alla fascia di un ora prima dell'alba e successiva allo zenith, rispettivamente la più fredda e la più calda della giornata. Nel caso della coppia considerata nella figura 3.4, il valore medio mensile di luglio della fascia di un ora prima dell'alba in corrispondenza del canale è inferiore di mezzo grado rispetto a quello registrato nella corrispondente stazione di confronto.

3.2.2 Umidità relativa

I dati raccolti relativamente a questo importante parametro ambientale potrebbero apparire poco significativi quando si considerano le differenze fra i valori medio annui (1% circa) e fra i valori medio annui dei massimi (2%) e dei minimi (1%) (Fig. 3.5), anche se per alcune coppie le differenze sono quantificabili nell'ordine del 5%.

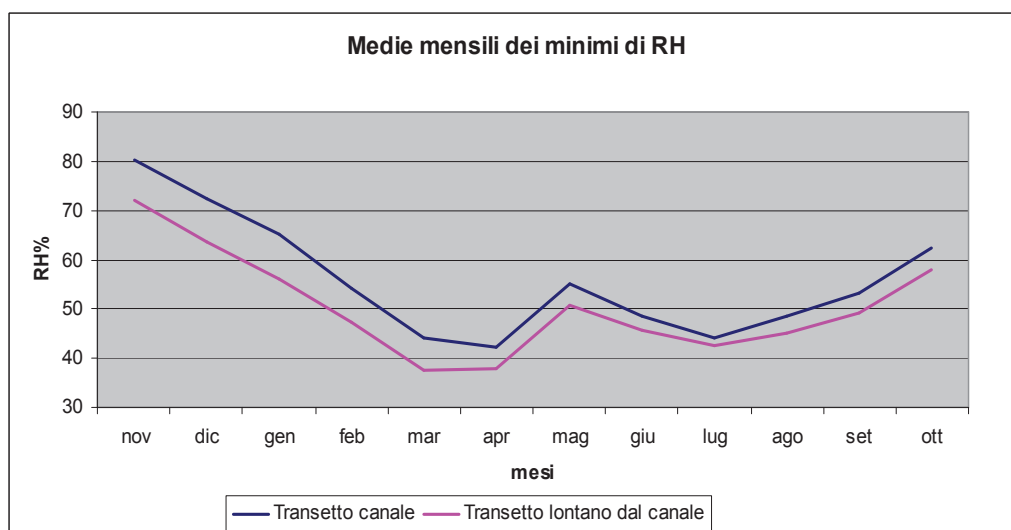


Fig. 3.5 Confronto dei valori medi mensili dei minimi dell'umidità relativa, registrati a Udine nel periodo novembre 2014 – ottobre 2015 (coppia Via Caltanissetta – Via Marsala)

Quando si considerano però i dati relativi solo al periodo più caldo arido le differenze appaiono più significative e delineano un apprezzabile gradiente tra le coppie di transetti.

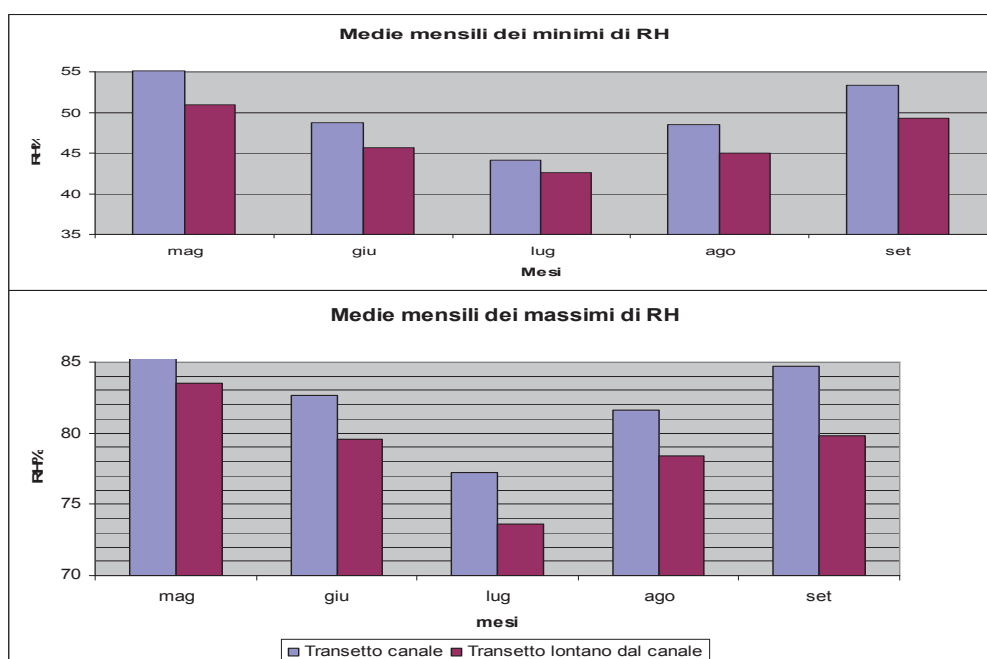


Fig. 3.6 Tipico andamento dei valori delle medie mensili dei massimi e dei minimi dell'umidità relativa dell'aria (RH %) nel periodo primaverile estivo. (Udine - maggio – settembre 2015, coppia Via Calanissetta – Via Marsala)

In corrispondenza delle stazioni disposte lungo i transetti orientati lungo i canali i valori medi mensili sia dei massimi che dei minimi risultano, a parte i due casi già citati in premessa, sempre superiori rispetto alle stazioni dei transetti lontani dai corsi d'acqua (Fig. 3.6).

Il mese di Luglio 2015 è risultato il più asciutto e caldo dell'intero periodo di rilevazione e, come si può notare nel grafico di cui alla figura 3.6, il valore medio mensile dei minimi di umidità relativa è superiore del 2,5% in corrispondenza della stazione disposta lungo il canale (istogramma azzurro) mentre negli altri mesi la differenza sale a valori di poco superiori il 4%. Evidente la differenza anche per i valori medi mensili dei massimi e, se si considera il dato relativo al mese di luglio, la differenza è pari al 4%.

Val la pena sottolineare che quando si vanno a considerare i singoli valori registrati dai data logger ogni 30 minuti, si possono verificare scostamenti di umidità relativa tra i transetti orientati lontano da canali rispetto a quelli orientati lungo i corsi d'acqua anche del 28% a favore di questi ultimi.

Interessanti anche i dati relativi alle medie mensili dell'umidità relativa registrate nella fascia di un ora che precede l'alba, in corrispondenza della quali i valori di RH sono sempre maggiori nelle stazioni orientate lungo i canali. Le differenze sono a volte significative come nel caso della coppia Via Caltanissetta – Via Marsala dove la media oraria a luglio è superiore di quasi il 4% a favore della stazione posta in prossimità del canale (Fig. 3.7)

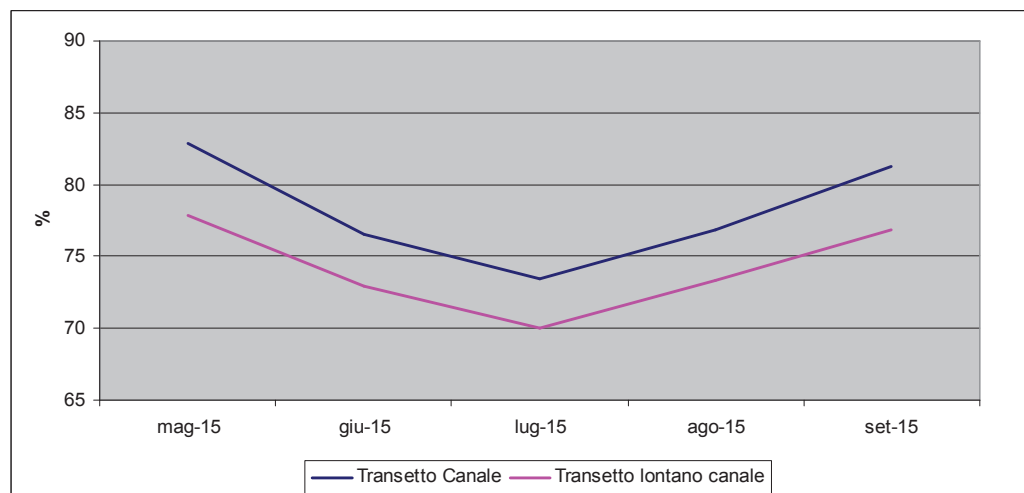


Fig. 3.7 Andamento dei valori delle medie orarie mensili dell'umidità relativa nel periodo primaverile estivo. (Udine - maggio – settembre 2015, coppia Via Caltanissetta – Via Marsala)

3.2.3 Deficit di saturazione della pressione di vapore

Il deficit di saturazione della pressione di vapore (Vapour Pressure Deficit - VPD) ci consente di apprezzare la presenza di condizioni di maggior stress idrico ai quali sono sottoposti i licheni, poiché il DVP regola i fenomeni di evapotraspirazione. L'aumento di VPD determina infatti un incremento dello stress idrico.

Le differenze nei valori medi annui appaiono apprezzabili con valori di VPD mediamente superiori dell'8% a Udine e del 6% a Padova lungo i transetti orientati lontani dai canali in corrispondenza dei quali, quindi, si riscontrano condizioni di maggior stress idrico. Per alcune coppie (fig. 3.8) la differenza ammonta a oltre il 15% (0,6579 Kpa di Via Caltanissetta contro 0,7610 Kpa di Via Marsala).

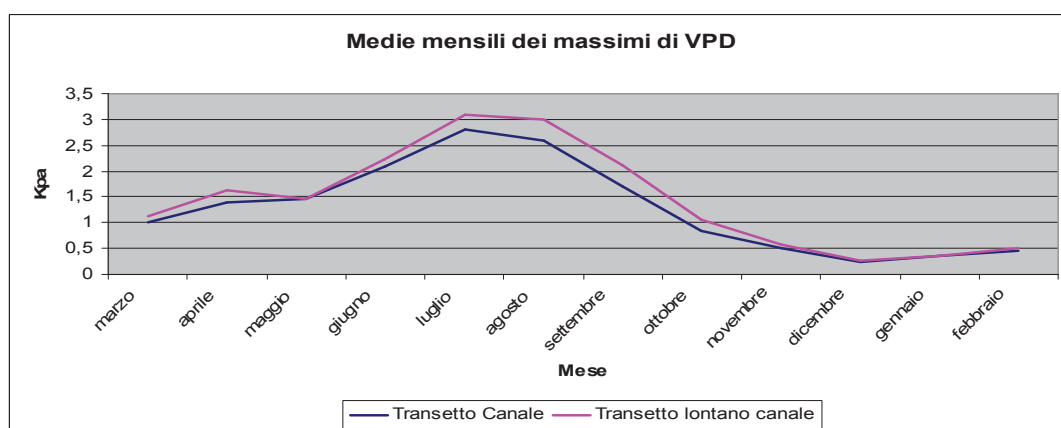


Fig. 3.8 Confronto dei valori medi mensili dei massimi di VPD, calcolati per Udine nel periodo novembre 2014 – ottobre 2015 (coppia Via Caltanissetta – Via Marsala)

Se si prendono in considerazione i valori ottenuti per il periodo maggio settembre 2015, si può apprezzare un significativo gradiente di VPD, con valori più elevati nelle stazioni disposte sui transetti lontani dai canali, anche in corrispondenza del mese di luglio che è risultato il più caldo e asciutto (Fig.3.9 e 3.10).

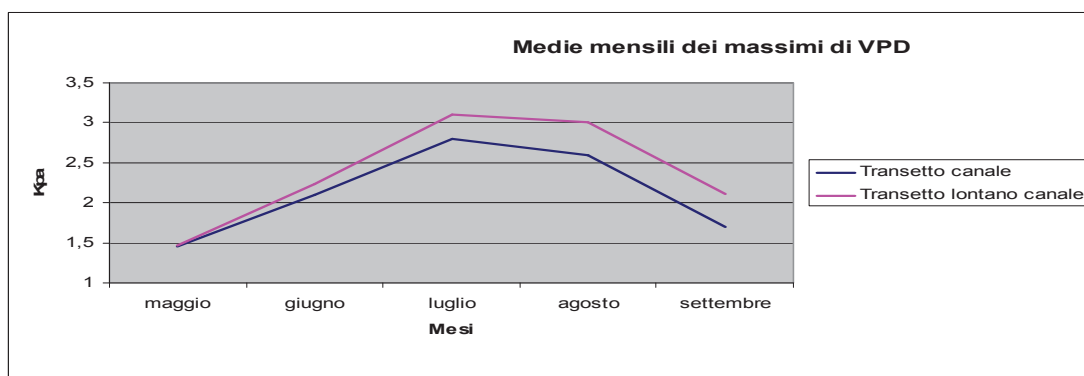


Fig. 3.9 Andamento dei valori delle medie mensili dei massimi di VPD nel periodo primaverile estivo. (Padova - maggio – settembre 2015, coppia Riviera San Benedetto – Via Orsini)

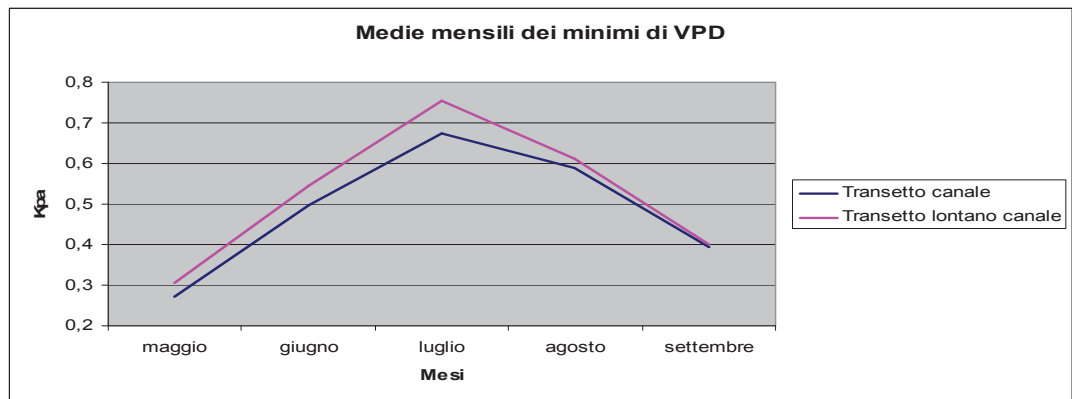


Fig. 3.10 Andamento dei valori delle medie mensili dei minimi di VPD nel periodo primaverile estivo. (Padova - maggio - settembre 2015, coppia Riviera San Benedetto - Via Orsini)

Fra le due stazioni alle quali si riferisce il grafico 3.8 a luglio ed agosto il valore medio mensile dei massimi di VPD è più elevato rispettivamente del 9,5% e del 12%. Per il valore medio mensile dei minimi la differenza è rispettivamente del 10% e del 4%.

Anche quando si osservano le differenze dei valori medi mensili riferite alla fascia di un ora prima dell'alba e successiva a quando il sole è al suo zenith si può apprezzare un gradiente tra i due transetti con differenze anche significative, soprattutto a Udine dove sia all'alba che nell'ora successiva a quando il sole è al suo zenith i valori medio annui di VPD sono superiori in corrispondenza delle stazioni orientate sul transetto lontano dal canale. A Padova, invece, la media annua dei valori di VPD registrati nella fascia di un ora che segue lo zenith sono, in due delle tre coppie, superiori lungo il canale mentre nella fascia di un ora che precede l'alba sono sempre superiori lontano dal canale con differenze anche del 31 % nella medie annue (Fig. 3.11, Coppia Goito Sud - Siracusa). Come si può notare dal grafico sotto riportato, nei mesi estivi gli scarti si incrementano significativamente.

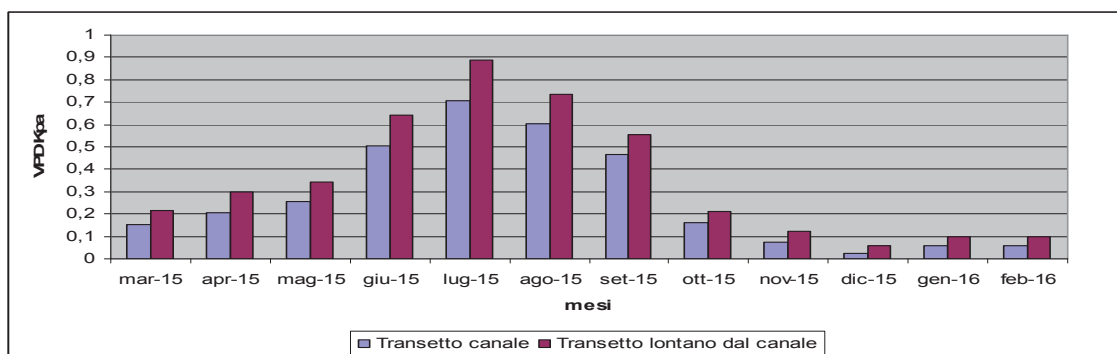


Fig. 3.11 Andamento dei valori delle medie mensili di VPD riferite alla fascia di un ora che precede l'alba. (Padova, coppia Goito sud - Siracusa)

3.2.4 Umidità assoluta

Le differenze medie fra le coppie di stazioni appaiono poco significative considerato che a Padova le medie annuali sono pressoché uguali e, a Udine, le medie annuali dei transetti sono o uguali o di pochi decimali percentuali superiori lontano dal canale. Poco significative appaiono le differenze analizzando i risultati dei valori medi massimi e minimi calcolati per le coppie di stazioni per l'intero periodo di riferimento anche se per alcune coppie (Fig. 3.12) esistono differenze medio annue dei valori medi minimi mensili di circa il 4% con picchi di 10% (aprile 2015) e, nei valori medi mensili dei massimi di circa 3,6% e picchi del 6% (febbraio 2015).

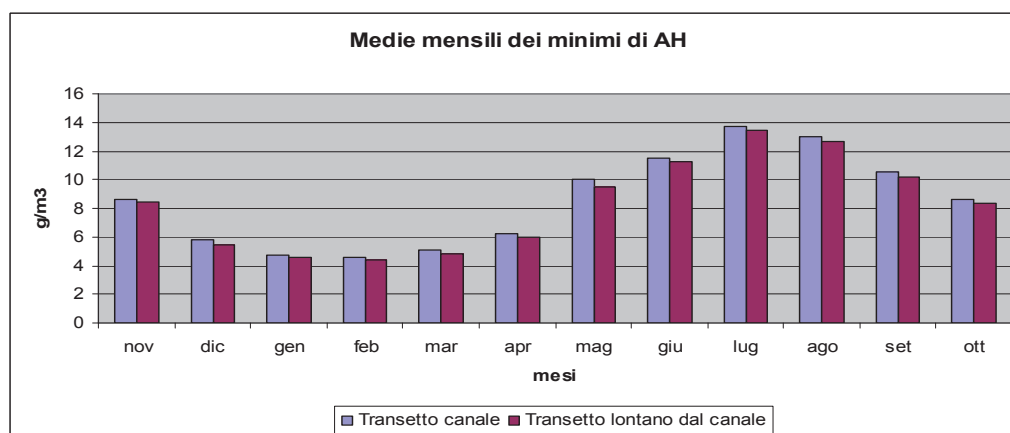


Fig. 3.12 Confronto dei valori medi mensili minimi di VPD, calcolati per Udine nel periodo novembre 2014 – ottobre 2015 (coppia Via Caltanissetta – Via Marsala)

Anche limitando il periodo di raffronto ai mesi caldo aridi estivi non si può apprezzare un gradiente tra i due transetti. In alcuni casi i valori medi mensili dei massimi e dei minimi sono di poco superiori nelle stazioni lungo il canale a volte avviene il contrario. Fra le due stazioni alle quali si riferisce il grafico riportato alla figura 3.13, ad esempio, a luglio il valore medio mensile del massimo di AH è più elevato del 2,4% e del 3,7% ad Agosto mentre, per il valore medio mensile del minimo, la differenza è rispettivamente del 2% e del 2,84%.

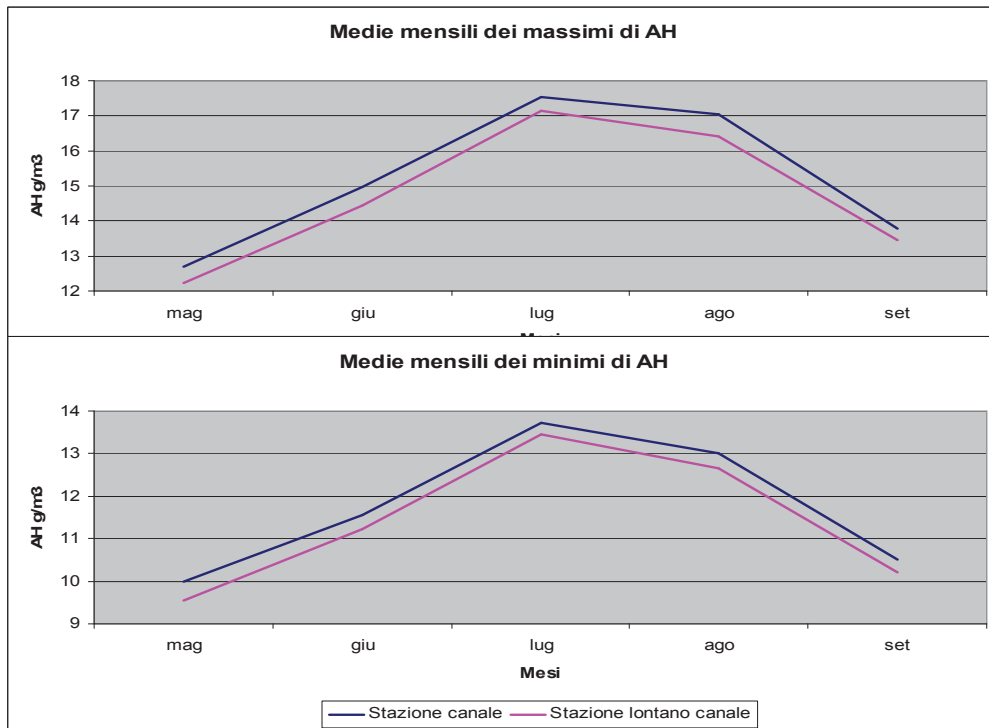


Fig. 3.13 Andamento dei valori delle medie mensili dei massimi e dei minimi di AH nel periodo primaverile estivo. (Udine - maggio - settembre 2015, coppia Va Caltanissetta - Via Marsala)

Le differenze percentuali appaiono maggiori durante i periodi freddi, in corrispondenza dei quali la quantità di vapore acqueo nell'aria diminuisce proporzionalmente alla diminuzione della temperatura. Sia per i valori medi massimi mensili che per quelli minimi le differenze si attestano a valori di circa il 5% di AH a vantaggio della stazione orientata lungo la roggia.

3.2.5 Potenziale idrico

Per questo importante parametro è possibile apprezzare, a parte le coppie Micesio Antonini a Udine e Goito Nord Firenze a Padova, un netto gradiente fra i due transetti in quanto le medie annue sono sempre più negative lungo il transetto posto lontano dai canali (Fig. 3.14).

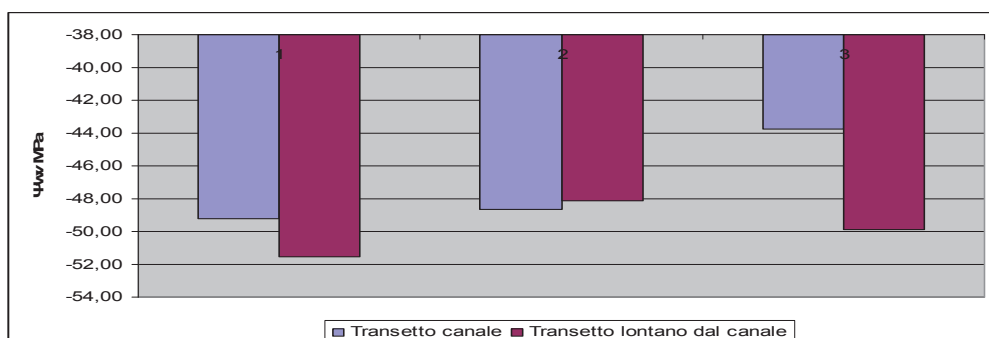


Fig. 3.14 Confronti a coppie dei valori delle medie annuali di Ψ_{wv} a Padova

Il gradiente risulta ancora più evidente se si prendono in considerazione le medie mensili dei massimi e dei minimi di Ψ_{wv} . A Udine le differenze percentuali delle medie annuali dei massimi mensili oscillano, fra le singole coppie, dal 3 al 17% (Fig. 3.15) e, fra i transetti, la differenza percentuale è pari al 6% che sale al 35% se non consideriamo i dati relativi alla coppia Micesio – Antonini, Più contenute le differenze a Padova dove fra i transetti si registra una differenza percentuale del 3%.

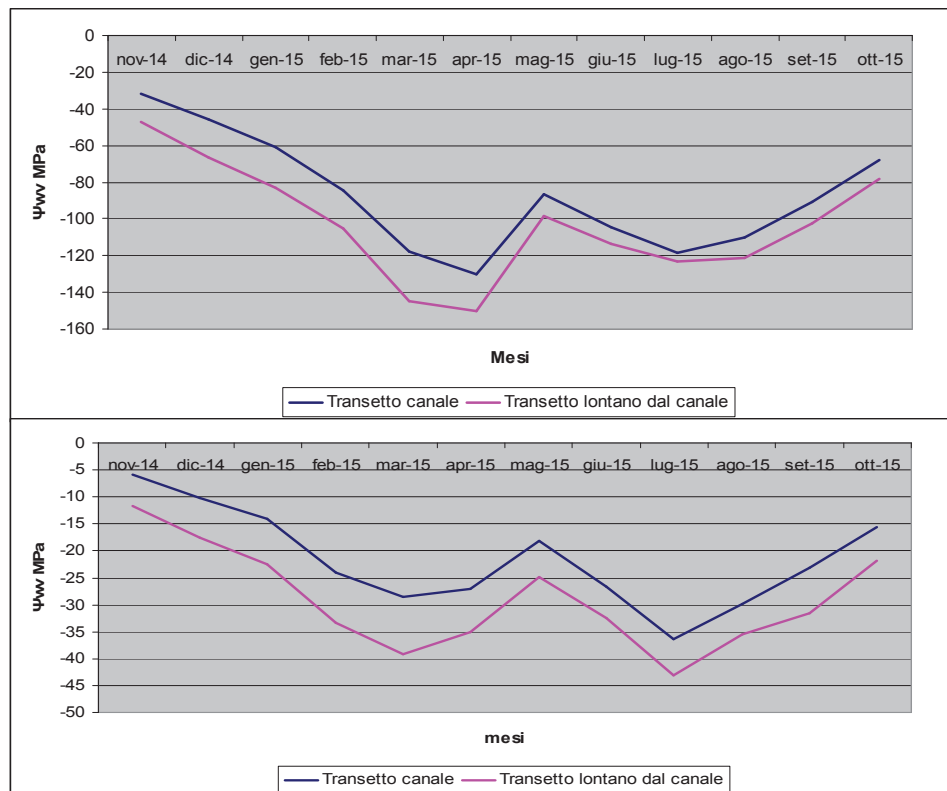


Fig. 3.15 Andamento dei valori delle medie mensili dei massimi e dei minimi di Ψ_{wv} . (Udine, coppia Va Caltanissetta – Via Marsala)

3.2.6 Parametri microclimatici e intensità edificata

Come anticipato in sede di esposizione dei risultati ottenuti dai rilievi della flora lichenica, esiste una significativa correlazione tra l'andamento dei valori di LDV e dei principali parametri ambientali e la percentuale di area edificata (Fig. 3.16) all'interno di una superficie circolare di 100 metri di diametro con al centro posizionata la stazione di biomonitoraggio. Per le elaborazioni di cui sopra sono stati utilizzati i dati cartografici di cui alla Carta Tecnica Regionale (fonte: <http://irdat.regione.fvg.it/CTRN>). Come ampiamente noto, i grandi centri urbani costituiscono delle "isole di calore" (Oke, 1995) caratterizzate da temperature

medie più elevate, umidità dell'aria più bassa e, soprattutto, dalla rarefazione dei fenomeni di condensa notturna. Gli effetti sono chiaramente apprezzabili dall'analisi dei risultati ottenuti in questo studio. Man mano che si procede dalle stazioni poste nelle aree periferiche ad urbanizzazione estensiva e si procede verso i centri urbani si assiste all'incremento della superficie edificata e a un costante decremento di LDV (Fig. 3.16 a) che può essere attribuito al significativo peggioramento del mesoclima sempre più caldo/arido. Come si può infatti verificare dai grafici sotto riportati (Fig. 3.16 - b - c), si assiste ad una apprezzabile riduzione dei valori medi di RH% e incremento dei valori di T °C.

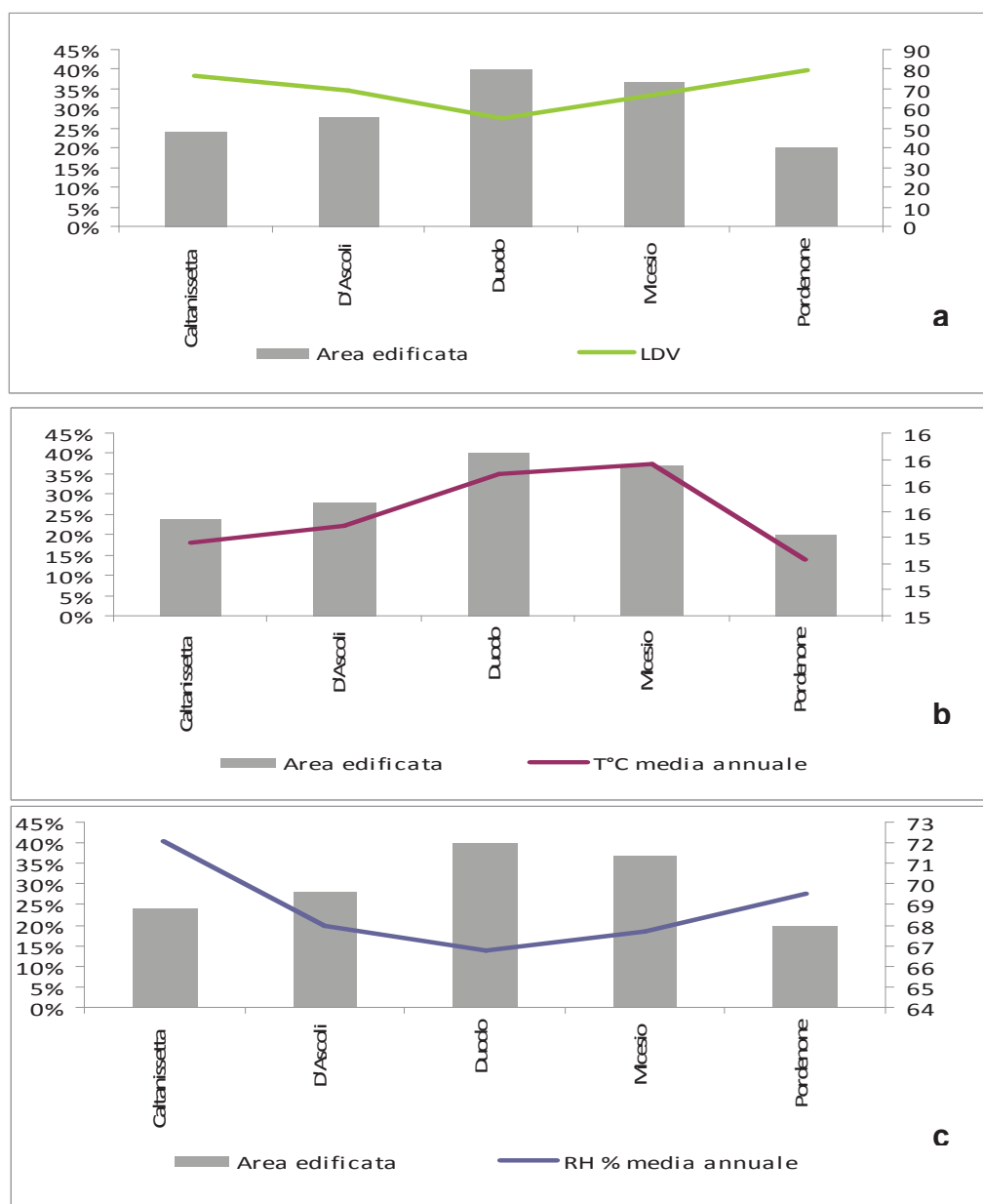


Fig. 3.16 Andamenti dell'area edificata (%) e dei valori di LDV (a), delle medie annuali di T (b) e RH (c) a Udine procedendo lungo il canale dalla periferia sud (stazione di Via Caltanissetta) alla periferia nord (stazione di Via Pordenone)

3.3. Alterazione della qualità dell'aria

3.3.1 Udine

I risultati delle analisi non consentono di evidenziare, come possibile invece per i parametri ambientali, l'esistenza di una differenza significativa tra la coppia di transetti. In corrispondenza delle tre coppie dove sono stati installati i campionatori passivi, i dati mostrano che in taluni casi l'alterazione della qualità dell'aria è superiore in corrispondenza della stazione posta lungo il canale e in altri invece nella stazione posta lontano dal canale, come si può notare dalla figura 3.17, relativa alle concentrazioni medie del periodo di 7 giorni di NO_x. Andamenti simili si registrano per le concentrazioni di NO₂ ed NO. Non significativi sono invece i risultati delle analisi dei livelli di SO₂ con valori medi prossimi a 2 µg/m³.

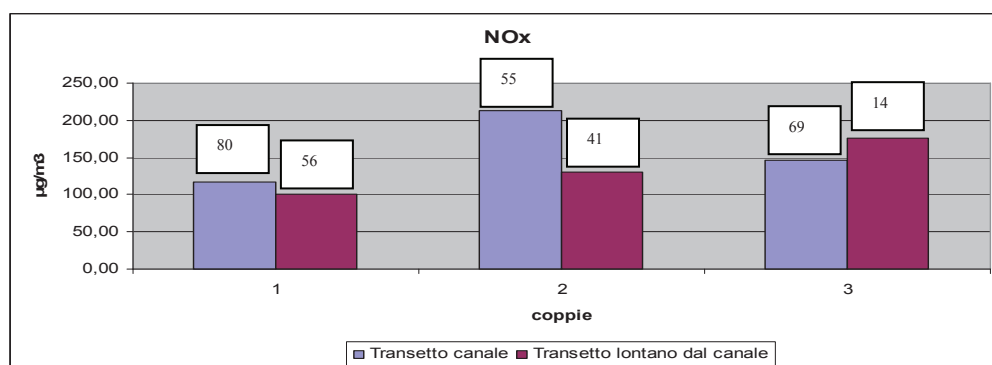


Fig. 3.17 – Confronti a coppie delle concentrazioni medie settimanali di NO_x a Udine (nelle caselle in alto sono riportati i valori di LDV della stazione)

In corrispondenza di due coppie, però, i livelli di inquinamento aerodiffuso risultano superiori nelle stazioni orientate lungo il canale ma ciò non pare avere un ruolo determinante nel influenzare i valori di LDV, comunque maggiori rispetto alla corrispondente stazione posta sul transetto lontano dal canale.

3.3.2 Padova

Anche a Padova non è possibile apprezzare una differenza statisticamente significativa tra i due transetti (Fig. 3.18). In due delle tre coppie di stazioni i tenori di inquinanti aerodiffusi misurati sono superiori nelle stazioni orientate sul transetto lontano dal canale. Circoscrivendo il raffronto solo alle concentrazioni medie di NO_x si registrano differenze di 50 µg/m³ pari al 21% di scarto nella coppia 1 e di 13 µg/m³ pari al 7% di scarto nella coppia 3. Nella coppia 2 è stato misurato un tenore di NO_x di poco superiore nella stazione posta sul transetto orientato lungo il

canale (6% di scarto pari a circa $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Andamenti simili si registrano per i tenori di NO_2 ed NO . Anche a Padova i livelli di SO_2 misurati appaiono trascurabili con valori medi sempre prossimi a $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

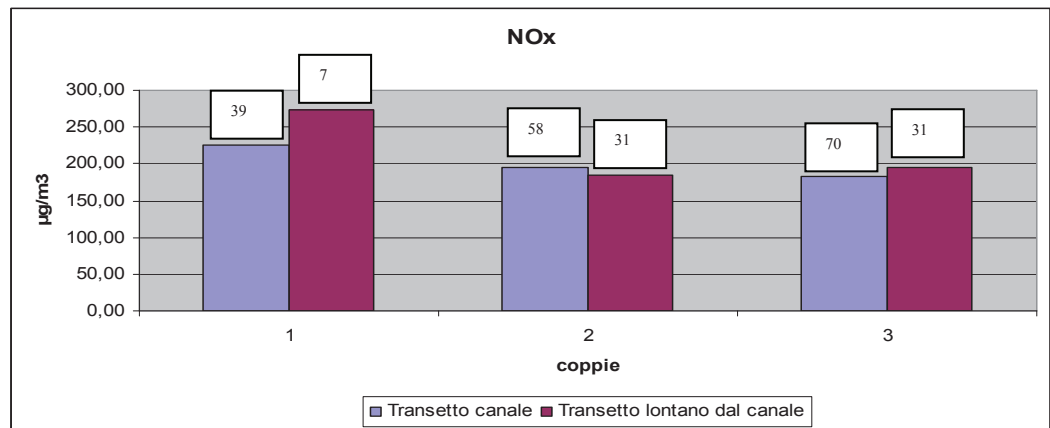


Grafico 3.18 – Confronti a coppie delle concentrazioni medie settimanali di NO_x a Padova (nelle caselle in alto sono riportati i valori di LDV della stazione)

3.3.3 Confronto con i dati di centralina

I dati misurati direttamente mediante l'impiego di campionatori passivi sono stati integrati con quelli rilevati dalle centraline fisse della rete di rilevamento della qualità dell'aria dell'ARPA FVG per Udine e dell'ARPAV per Padova.

Va preliminarmente osservato che il livello di confidenza dei dati ottenuti dal confronto non sempre è elevato. Ciò in considerazione delle distanze a volte notevoli, soprattutto a Padova (vedi fig. 3.19) tra stazioni di campionamento e centraline.

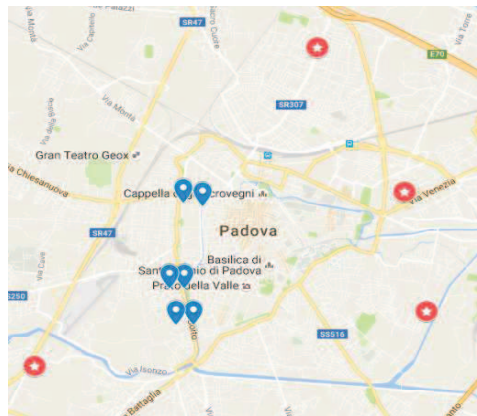


Fig. 3.19 Localizzazione delle stazioni di biomonitoraggio (in blu) e delle centraline fisse ARPAV (in rosso) a Padova

Dal confronto tra dati misurati direttamente e dati resi disponibili da ARPAV per Padova emerge una conferma circa la trascurabilità, limitatamente al periodo di osservazione, del contributo di SO_2 all'alterazione della qualità dell'aria. A Udine le centraline fisse, invece, non misurano le concentrazioni di biossido di zolfo ma è possibile ipotizzare che anche in questa città i livelli di SO_2 siano effettivamente trascurabili in accordo ai risultati della analisi chimiche da noi eseguite.

		NO _x	NO ₂	NO	SO ₂	LDV
	Padova (13-20/02/2015)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	
ARPAV	Via Arcella	112	55	57	4	
	Loc. Mandria	94	51	43	2	
	Viale Internato ignoto	103	52	51	3	
	Viale Venezia	101	54	47	3	
Campionatori Passivi	Via Orsini	273,76 ±2,14	62,30 ±10,03	211,46 ±8,5	≈ 2,5	7
	Riviera San Benedetto	224,65 ±4,92	45,10 ±1,54	179,55 ±3,75	≈ 2,5	39
	Piazz.le Firenze	184,45 ±6,14	47,43 ±3,86	137,02 ± 4,96	≈ 2,5	31
	Via Goito Nord	196,04 ±6,01	62,30 ± 8,61	133,74 ±9,58	≈ 2,5	58
	Via Siracusa	195,23 ±23,09	34,49 ±10,03	160,74 ±30,13	≈ 2,5	31
	Via Goito Sud	181,99 ±1,81	47,43 ±3,86	134,56 ±1,42	≈ 2,5	70
	Udine (12-19/02/2015)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	
ARPA FVG	Via San Daniele	59	36	23	NR	
	Via Cairoli	31	21	10	NR	
	Via San Osvaldo	21	16	5	NR	
Campionatori Passivi	Via Pordenone	116,21 ±12,51	34,93 ±3,87	81,27 ±16,07	≈ 2,5	80
	Via Divisione Julia	100,81 ±3,00	43,14 ±3,27	57,67 ±4,43	≈ 4,5	56
	Via Duodo	212,89 ±7,27	58,08 ±5,44	154,81±9,41	≈ 2,5	55
	Via Crispi	129,66 ±11,90	25,36 ±1,22	104,29 ±13,66	≈ 2,5	41
	Piazz.le D'Ascoli	145,82 ±12,70	46,43 ±2,80	99,39 ±17,30	≈ 2,5	69
	Viale Europa	176,31 ±3,94	43,39 ±5,68	132,92 ±6,06	≈ 2,5	14

Tab. 3.1 Concentrazioni medie settimanali e relative deviazioni standard, normalizzate a 293K, di NO_x, NO₂, NO ed SO₂, misurati dalle centraline fisse e dai campionatori passivi (le stazioni di rilievo sono elencate a coppie ovvero ad una stazione individuata sul transetto orientato lungo il canale segue la stazione di confronto posta sul transetto lontano dal canale). Nell'ultima colonna sono riportati i corrispondenti valori di LDV.

Relativamente agli altri inquinanti aerodiffusi considerati in questo studio emerge che i dati di centralina sono generalmente inferiori rispetto a quanto invece è risultato dalle analisi eseguite con i campionatori passivi. Le differenze sono contenute laddove si confrontano i tenori di NO₂ mentre la forbice si amplia notevolmente per le concentrazioni di NO_x ed NO (Tab 3.1)

Queste differenze sostanziali si registrano anche in quei casi nei quali la distanza fra le stazioni di rilevamento e le centraline fisse sono contenute come accade, per esempio, a Udine dove la centralina dell'ARPA FVG di Via San Daniele è collocata a 150 e a 220 metri circa dai siti ove sono stati collocati i campionatori passivi (vedi fig. 3.20). Nell'esempio citato le concentrazioni di NO_x e di NO misurati con i campionatori passivi sono superiori al doppio di quelli registrati dalla centralina.

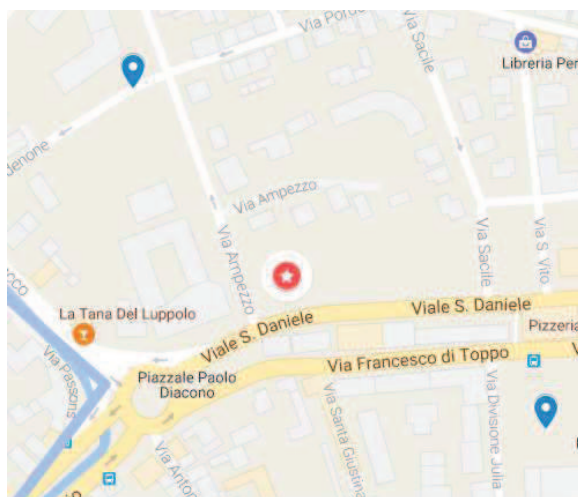


Fig. 3.20 Localizzazione della centralina ARPA FVG di Viale San Daniele a Udine (in rosso) rispetto alle stazioni di biomonitoraggio (in blu) di Via Pordenone e di Via Divisione Julia.

Dai risultati riportati nella tabella 3.1 emerge chiaramente che le concentrazioni di NO_x misurate dai campionatori passivi siano state sovrastimate costantemente, mentre i valori di NO_2 sono stati prossimi a quelli misurati dalle centraline. Le stime delle concentrazioni di due inquinanti aerodiffusi (NO_x ed NO) non sono state quindi assolutamente affidabili, sovrastimando in maniera incomprensibile le reali concentrazioni. I fornitori dei campionatori passivi (Par. 2.6) certificano un'incertezza del 24% nella misura di NO_x , ma quest'elevata disparità tra i valori registrati dalle centraline fisse e quelli osservati mediante l'impiego dei campionatori passivi rendono alquanto problematica l'interpretazione dei dati.

3.4. Analisi statistica dei dati

3.4.1 Confronto fra stazioni in prossimità e lontano dai canali.

I risultati del test di Wilcoxon evidenziano che per LDV le differenze fra le stazioni in prossimità e quelle lontano dai canali sono statisticamente significative ($p < 0.05$), con i valori di LDV sempre superiori nelle stazioni in prossimità dei canali (Fig. 3.21).

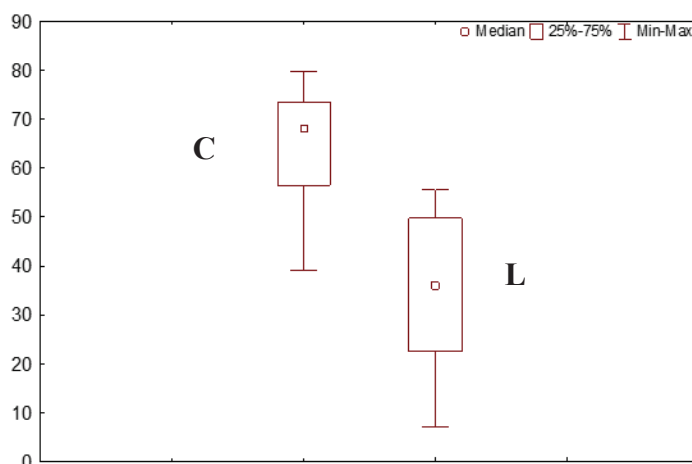


Fig. 3.21 – Boxplot relativi ai valori di LDV rilevati nelle stazioni in prossimità (C) e lontano dai canali (LC).

Non vi sono invece differenze statisticamente significative per NO_x ed NO_2 .

Dai risultati del test emerge una differenza statisticamente significativa fra le stazioni in prossimità e quelle lontano dai canali ($p < 0.0001$) anche per i valori di tutti i parametri microclimatici (T, RH, AH, VDP, Ψ_{wv}).

Le temperature nelle stazioni in prossimità dei canali sono significativamente inferiori a quelle delle stazioni lontano dai canali, a parte la coppia Micesio – Antonini a Udine (Fig. 3.22).

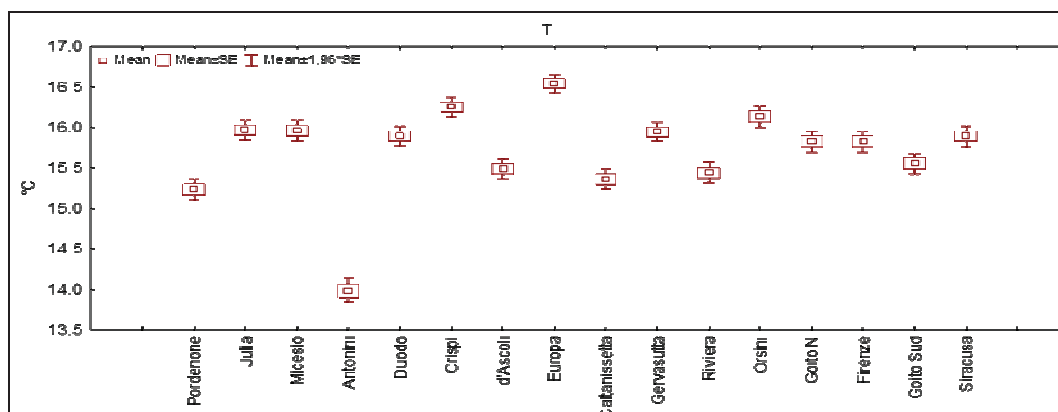


Fig. 3.22 – Boxplot dei confronti a coppie dei valori di T (alla stazione in prossimità del canale segue la corrispondente stazione posta lontano dal canale).

I valori di umidità relativa (RH) delle stazioni in prossimità dei canali sono invece significativamente maggiori rispetto a quelli delle stazioni lontane dai canali (Fig. 3.23).

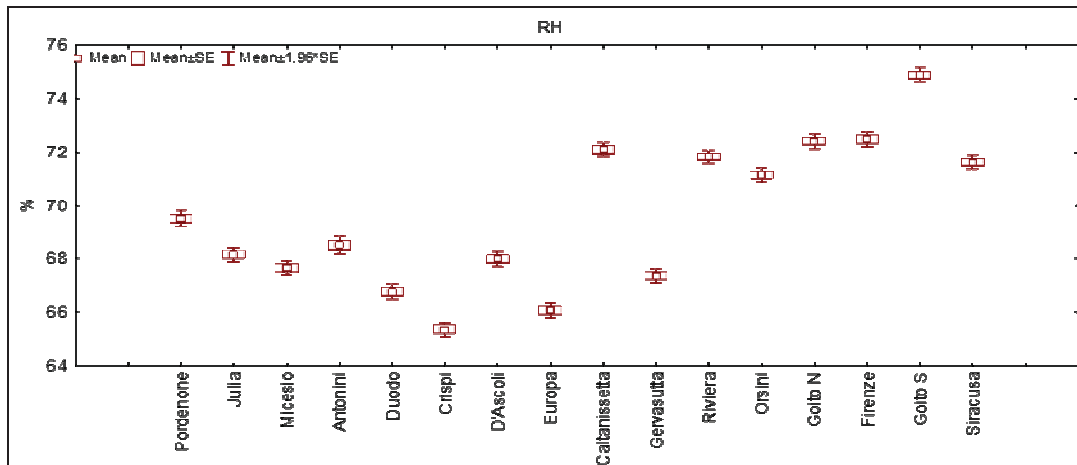


Fig. 3.23 – Box plot dei confronti a coppie dei valori di RH (alla stazione in prossimità del canale segue la corrispondente stazione posta lontano dal canale).

Relativamente alle differenze dei valori di umidità assoluta (AH), le coppie di stazioni mostrano comportamenti diversi (Fig.3.24). AH è maggiore vicino al canale in tre coppie di stazioni e superiore in lontananza dal canale per le altre 5 coppie, con differenze sempre statisticamente significative ($p < 0.0001$)

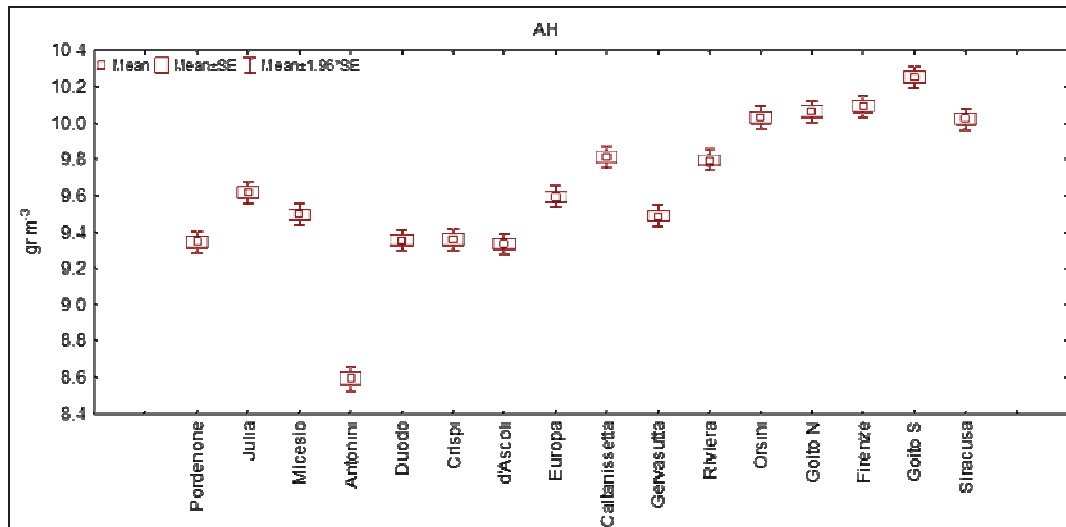


Fig. 3.24 – Box plot dei confronti a coppie dei valori di AH (alla stazione posta sul transetto orientato lungo il canale segue la corrispondente stazione posta lontano dal canale).

Il test evidenzia che le differenze fra le stazioni in prossimità e quelle lontano dai canali sono statisticamente significative per i valori del deficit di saturazione della pressione di vapore (VPD) che risultano sempre significativamente minori rispetto a quelli misurati lontano da essi (Fig. 3.25).

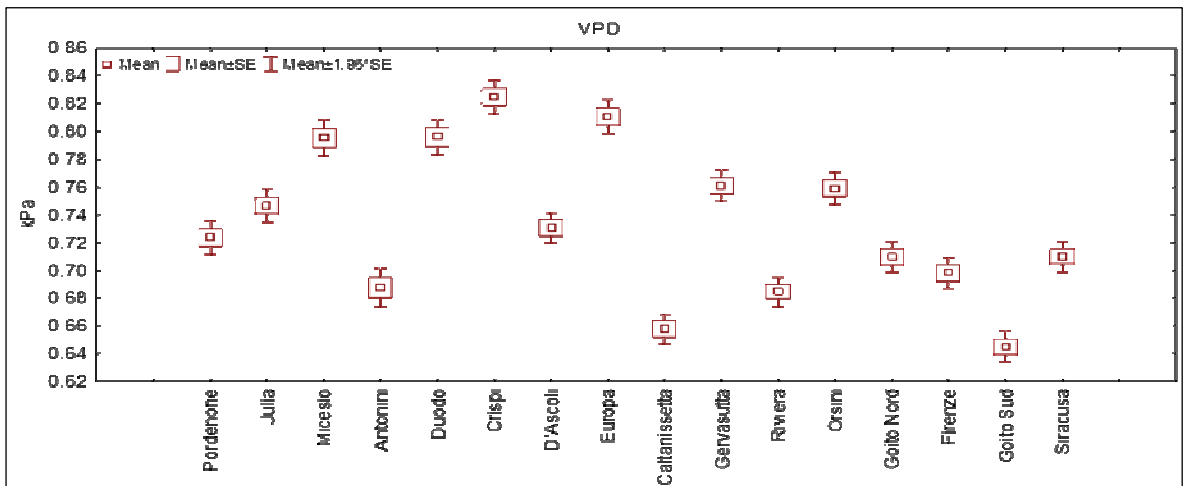


Fig. 3.25 – Box plot dei confronti a coppie dei valori medio annui di VPD (alla stazione posta sul transetto orientato lungo il canale segue la corrispondente stazione posta lontano dal canale).

I valori di potenziale idrico Ψ_{wv} (Fig. 3.26) registrati lungo i canali risultano sempre significativamente maggiori rispetto a quelli misurati lontano da essi, come confermato dal test statistico ($p < 0.0001$).

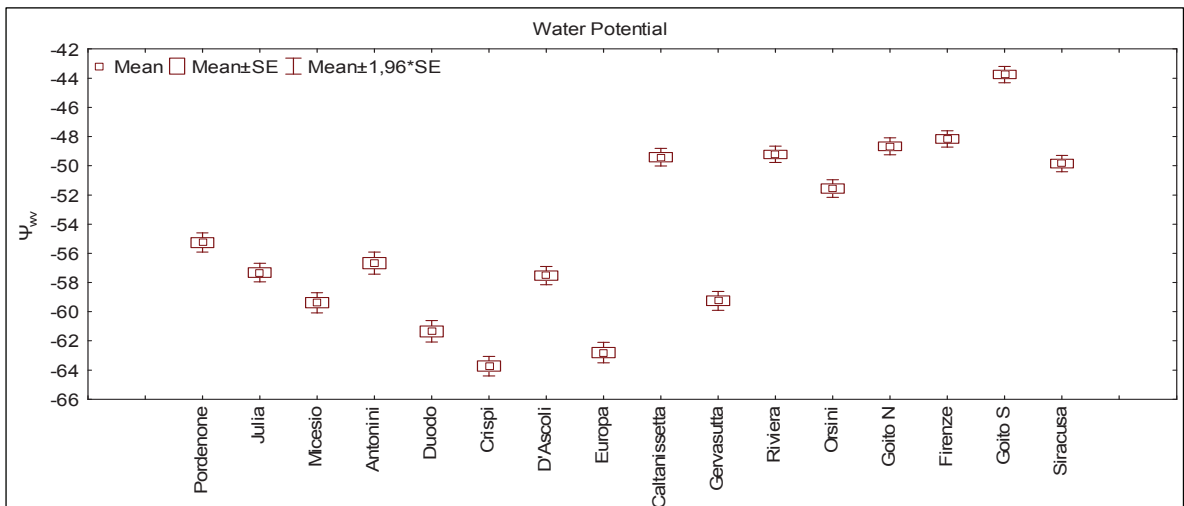


Fig. 3.26 – Box plot dei confronti a coppie dei valori Ψ_{wv} (alla stazione posta sul transetto orientato lungo il canale segue la corrispondente stazione posta lontano dal canale).

3.4.2 Analisi multivariata

È stata innanzitutto condotta un'indagine esplorativa per trovare spiegazione alla varianza dei dati presi in considerazione, applicando una analisi delle componenti principali (PCA). Quali variabili attive sono state utilizzate le medie annue dei principali parametri microclimatici (T , RH , VDP , Ψ_{wv}) e le medie del periodo di 7 giorni di misurazione delle concentrazioni di NO_x ed NO_2 . I Valori

di LDV sono stati proiettati successivamente come variabile supplementare che non condiziona la distribuzione delle altre variabili sul piano fattoriale.

L'umidità assoluta non è stata presa in considerazione considerato che i valori medio annui appaiono meno correlati all'ubicazione della stazione lontano o vicino al canale. I valori rilevati in corrispondenza di una coppia di stazioni (Udine, coppia Micesio-Antonini) non sono stati considerati in quanto l'ubicazione della stazione lontana dal canale all'interno di un esteso parco cittadino non la rende idonea al confronto.

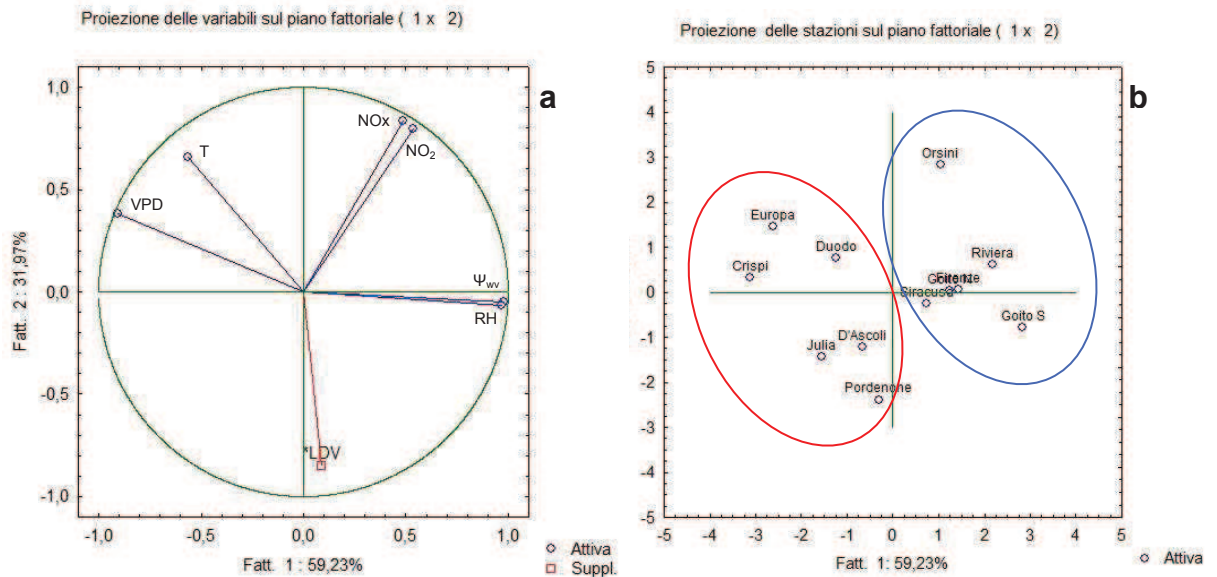


Fig. 3.27 – Ordinamento delle variabili ambientali (a) e delle stazioni (b) basato sull'analisi delle componenti principali della matrice di correlazione. Sono evidenziate le stazioni di Padova (blu) e di Udine (rosso).

I risultati ottenuti dall'analisi multivariata (Fig. 3.27a) evidenziano che per più del 91% la varianza dei dati è spiegata dai primi 2 assi di ordinamento, rispettivamente 59,23% dal primo asse e 31,97% dal secondo asse. RH e Ψ_{wv} sono correlate positivamente con il primo asse mentre VPD è correlato negativamente; NO_x , NO_2 e T sono correlati positivamente al secondo asse. La variabile supplementare LDV si colloca quasi a metà del primo asse, ed è correlata negativamente al secondo asse.

Le stazioni di biomonitoraggio proiettate sul piano fattoriale (Fig. 3.27b) formano due gruppi distinti: le stazioni di Padova si distribuiscono sul I° (4 stazioni) e sul IV° quadrante (2 stazioni), mentre quelle di Udine si distribuiscono sul II° (3 stazioni) e sul III° quadrante (3 stazioni).

Il Test U di Mann-Whitney evidenzia differenze statisticamente significative fra le due città per RH, VPD, Ψ_{wv} , NO_x ed NO_2 ma non per LDV e T. I valori di NO_x , NO_2 e RH sono mediamente più elevati a Padova mentre i valori di VPD e Ψ_{wv} (in valore assoluto) sono mediamente più elevati a Udine.

3.4.3 Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman.

Se si considerano tutte le stazioni, LDV è correlato positivamente con NO_x ($p < 0,05$) e negativamente con T ($p < 0,01$) mentre non ci sono correlazioni statisticamente significative con gli altri parametri ambientali.

Se invece si va a ricercare la correlazione separatamente per le due città si ottengono risultati estremamente interessanti.

A Udine LDV è correlato positivamente con RH e Ψ_{wv} ($p < 0,01$) e negativamente con T e VPD ($p < 0,001$). LDV non è invece significativamente correlato con NO_x ed NO_2 anche se si nota una sua tendenza a diminuire con l'aumentare della concentrazione degli inquinanti (Fig. 3.28).

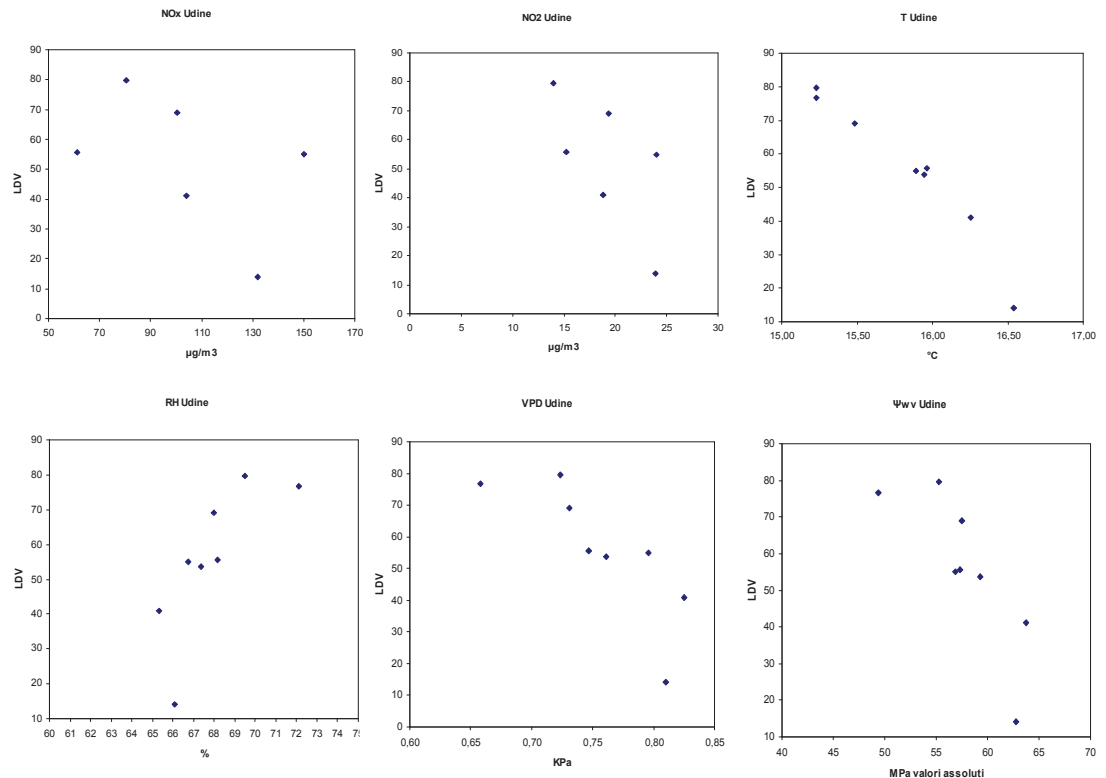


Fig. 3.28 – Grafici di dispersione per Udine dei valori di LDV rispetto alle concentrazioni medie di 7 giorni di NO_x ed NO_2 e dei valori medi annui di T, RH, VDP ed Ψ_{wv} .

A Padova LDV non è correlato significativamente con nessun parametro ambientale anche se tende a diminuire all'aumentare di NO_x , NO_2 , T e VPD e a crescere all'aumentare di RH e Ψ_{wv} (Fig. 3.29).

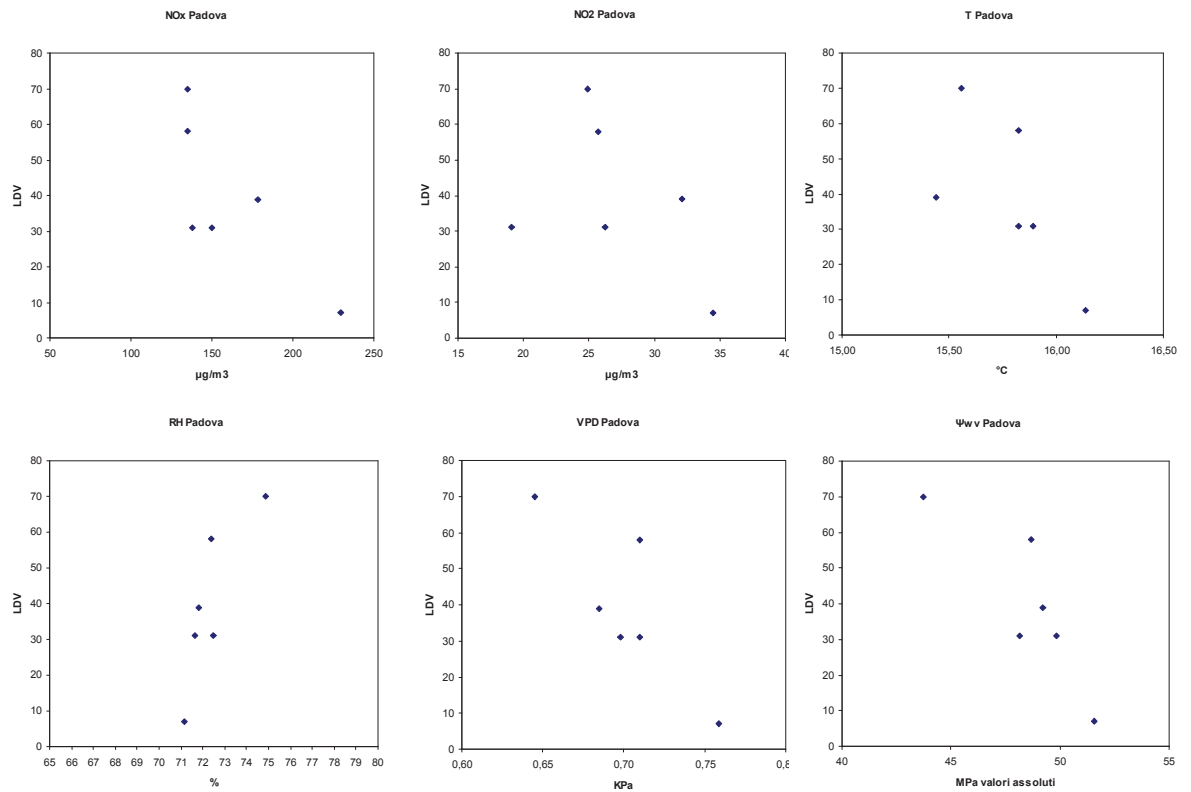


Fig. 3.29 – Grafici di dispersione per Padova dei valori di LDV rispetto alle concentrazioni medie di 7 giorni di NO_x ed NO_2 e dei valori medi annui di T, RH, VDP ed Ψ_{wv} .

Il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman è stato calcolato anche per indagare correlazioni tra l'area edificata, i valori di LDV e le medie annue di T ed RH, riferite alle stazioni di Udine orientate lungo il canale, partendo dalla periferia sud e procedendo verso la periferia nord. LDV è negativamente correlato con l'area edificata ($r = -1,00 - p < 0,0001$) così come RH ($R = -0,90 - p < 0,05$) mentre T è correlato positivamente con l'area edificata ($r = 0,90 - p < 0,05$) come graficamente appare evidente dalla figura 3.30.

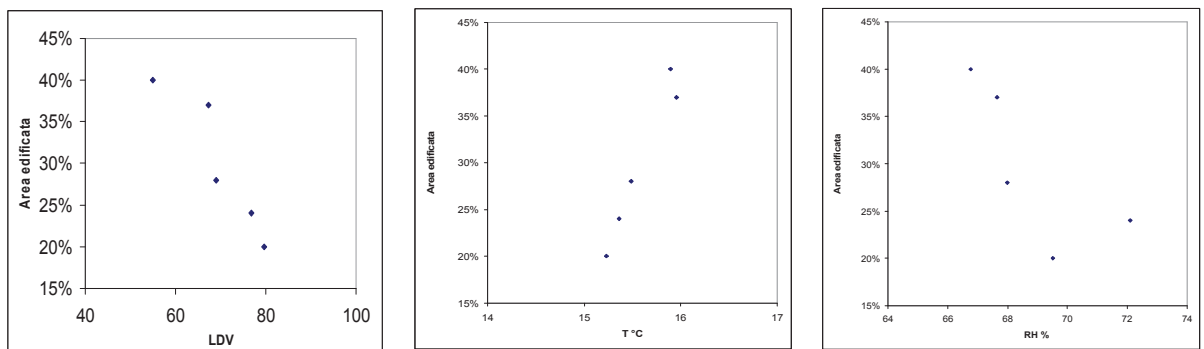


Fig. 3.30 – Grafici di dispersione per Udine dei valori di area edificata rispetto ai valori di LDV, alle medie annuali di T ed RH.

4. DISCUSSIONE

Le ricerche condotte in questo lavoro hanno affrontato la tematica relativa ai fattori che condizionano la colonizzazione dei licheni epifiti in ambiente urbano e, in particolare, il ruolo dell'inquinamento atmosferico e della disponibilità idrica.

Da decenni, il deserto lichenico e/o la scarsa biodiversità lichenica nei centri urbani è stata associata agli inquinanti aerodiffusi fitotossici (Hawksworth & Rose, 1970; Nimis et al., 1990; Davies et al., 2007; Giordani, 2007). L'ipotesi che l'assenza di licheni in aree fortemente antropizzate, caratterizzate dal fenomeno delle "heat islands" (Oke, 1995), fosse determinata dal mesoclima arido era stata formulata già negli anni '60 da ricercatori dell'Europa orientale ("drought hypothesis", vedi Rydzak, 1969), ripresa da Nimis (1985 a, b) e parzialmente ribadita da più recenti lavori (Giordani, 2007; Tretiach et al. 2012). Durante questi decenni, in contrasto con tale visione, sono state proposte altre ipotesi che hanno progressivamente dato sempre più importanza alla presenza di inquinanti aerodiffusi (Hawksworth & Rose, 1970). Nonostante alcuni autori abbiano ammesso la possibile interazione dei due fattori sulla scomparsa delle specie licheniche nei centri cittadini (Nimis, 1985 a, b), la convinzione che il cosiddetto "lichen desert" sia determinato dalla presenza di inquinanti è decisamente prevalsa sulla "drought hypothesis", grazie anche ai numerosi studi di campo e di laboratorio che hanno dimostrato la tossicità di diversi inquinanti, in primis l'anidride solforosa (per es.: Hawksworth & Rose, 1970; Nash, 1973; Nimis et al., 1990; Deltoro et al., 1999).

A partire dagli anni '90, interventi mirati sulle attività produttive hanno effettivamente migliorato la qualità dell'aria, con una conseguente drastica diminuzione di SO₂ (European Environmental Agency, 2010), le cui attuali concentrazioni ambientali sono generalmente da considerarsi tollerabili da parte di un buon numero di licheni (Fields, 1988). Ne è conseguito un rapido fenomeno di ripopolamento ad opera di molte specie licheniche (p. es. Hawksworth, 2002), tuttavia, una rarefazione della ricchezza floristica è ancora rilevabile nei pressi delle aree urbane ed industriali e, questo fenomeno, può essere associato alle persistenti concentrazioni di NO_x (Davies et al., 2007; Giordani, 2007; Isocrono et al., 2007). La re-colonizzazione avviene prevalentemente per opera di specie nitrofile (Loppi et al., 2002; Miani et al., 2003; Sparrius, 2007) grazie alla capacità

di questo gruppo di licheni di assimilare efficacemente l'azoto ossidato (van Herk, 2002; Davies, 2007; Cristofolini et al., 2008). Qualche autore ha anche sostenuto che questi inquinanti potessero fungere da “fertilizzanti” (von Arb et al., 1990). Tuttavia, secondo altri autori (Piccotto et al., 2011) la prevalenza della flora lichenica nitrofila nei fenomeni di ricolonizzazione può anche attribuirsi alla tolleranza ai lunghi periodi di aridità da parte di questo gruppo di licheni marcatamente xerofili. La ricolonizzazione da parte di molte specie licheniche, a seguito del miglioramento della qualità dell'aria nei centri urbani, ha inoltre portato molti ricercatori a voler comprendere se la biodiversità lichenica sia ancor oggi un buon metodo per valutare la qualità dell'aria (p. es. Giordani et al., 2007, 2008; Cristofolini et al., 2008). Con il mancare del principale fattore limitante, la SO₂, è infatti più difficile interpretare, a fini del biomonitoraggio, i dati di diversità lichenica, in particolare in aree con elevata variabilità climatica (Pinho et al., 2004; Giordani, 2007).

L'importanza dei fattori mesoclimatici nel determinare la distribuzione dei licheni in ambiente urbano è ancora largamente sottovalutata a causa della scarsità di dati sperimentali (Tretiach et al., 2012). Sebbene i fattori mesoclimatici siano stati già ritenuti fondamentali dai proponenti della “drought hypothesis” (Rydzak, 1968), tutti gli studi di ecologia urbana e di biomonitoraggio ambientale degli ultimi quattro decenni, con ben poche eccezioni (Nimis, 1985 a, b; Wirth, 1987), li hanno ignorati, quando non apertamente rigettati, spiegando i fenomeni osservati in funzione della presenza di inquinanti aerodiffusi e, in subordine, della discontinuità dei corridoi ecologici urbani, che inevitabilmente limitano i fenomeni di ri-colonizzazione nei periodi di miglioramento delle condizioni ambientali. Recenti esperimenti di trapianto in condizioni altamente standardizzate suggeriscono, invece, che il principale fattore ambientale che limita la colonizzazione lichenica in ambiente urbano sia proprio la disponibilità idrica (Tretiach et al. 2012). Se artificialmente idratato, un lichene come *Flavoparmelia caperata* è infatti capace di far fronte allo stress ossidativo indotto da NO_x e O₃ alle concentrazioni di un tipico ambiente urbano ad elevata pressione antropica. Se invece le condizioni ambientali non ne permettono la reidratazione con una certa frequenza, il lichene inevitabilmente subisce i danni derivanti sia dalla stessa protratta disidratazione sia dall'azione degli inquinanti a cui rimane esposto passivamente. La protratta disidratazione comporta inevitabilmente anche la riduzione del tempo in cui il tallo è metabolicamente attivo da un punto di vista

fotosintetico, e ciò si traduce in una inevitabile riduzione di produttività primaria, crescita e capacità riproduttiva (Lange e Green, 2008).

I risultati ottenuti in questo lavoro hanno dimostrato che in presenza di condizioni microclimatiche più favorevoli riscontrate lungo i canali, si assiste ad una maggiore ricchezza della flora lichenica e ciò, in apparenza, indipendentemente dalle concentrazioni dei principali inquinanti aerodiffusi rilevati in questo studio. Si è infatti potuto osservare come, a simili livelli di alterazione della qualità dell'aria o addirittura in presenza di concentrazioni maggiori di inquinanti aerodiffusi, nelle stazioni orientate lungo i canali i valori del Lichen Diversity Value (LDV) sono sempre significativamente maggiori rispetto alle corrispondenti stazioni poste lontane da essi. In alcuni casi questo marcato gradiente dei valori di LDV tra i due transetti appare importante con differenze che in alcune coppie sfiorano l'80% a favore della stazione posta in prossimità del canale [Udine, coppia Piazzale Isaia Graziadio D'Ascoli (LDV 69) – Viale Europa Unita (LDV 14)]. Se si vanno a considerare le differenze medie fra i due transetti si può notare che LDV è mediamente superiore del 30% lungo i canali. In accordo con le evidenze di letteratura (Loppi et al., 2002; Miani et al., 2003; Sparrius, 2007) la flora lichenica censita è essenzialmente costituita da molte specie nitrofile dello *Xanthorion* (*Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens*, *Physconia grisea*, *Punctelia subrudecta*, *Xanthoria parietina*). Si registra però la presenza di un discreto contingente di specie del *Parmelion* (*Flavoparmelia caperata*, *Parmotrema chinense*, *Parmelina tiliacea*) associata generalmente alla vicinanza del canale. Significativa è infatti la presenza di *Parmotrema perlatum*, lichene igrofilo scarsamente tollerante l'eutrofizzazione, esclusivamente nelle stazioni di biomonitoraggio poste in prossimità dei canali. Anche un altro lichene mediamente N-tollerante, *Flavoparmelia caperata*, è stato quasi esclusivamente rilevato nelle stazioni lungo i canali in corrispondenza dei quali, questa specie, evidentemente beneficia, a parità di concentrazioni di NO_x, dell'ambiente più umido.

La caratterizzazione microclimatica delle stazioni di biomonitoraggio consente di associare i maggiori livelli di diversità lichenica alla maggiore disponibilità idrica misurata nelle stazioni poste in prossimità dei canali, che, in questo studio, è stata espressa mediante alcuni importanti parametri ecologici, in particolare, l'umidità relativa (RH%), il deficit di saturazione della pressione di vapore (VPD - Kpa) e il potenziale idrico dell'aria (Ψ_{ww} - Mpa). L'umidità assoluta (AH - g/m³) è stata considerata per ottenere una caratterizzazione microclimatica

più completa ma questo parametro ecologico, per il quale non si sono apprezzate differenze significative fra le coppie di stazioni, non esprime l'effettiva disponibilità idrica. Per tutti gli altri parametri è stato invece osservato una significativa differenza in entrambe le città campione, soprattutto nei valori massimi e minimi, con valori sempre più favorevoli nelle stazioni poste in prossimità dei canali. Quanto sopra ad eccezione di due coppie di stazioni dove o si registrano temperature minori e umidità maggiori lontano dal canale (Udine – coppia Via Micesio – Parco Antonini) o non si registrano apprezzabili differenze (Padova – coppia Via Goito Nord – Piazzale Firenze). Nel primo caso ci si attendevano i risultati di cui sopra in quanto la stazione sul transetto posto lontano dal canale risulta collocata all'interno di un parco cittadino. Il minore valore di LDV, rispetto alla corrispondente stazione sul canale, sembra potersi attribuire all'eccessivo ombreggiamento del filare di tigli che, infatti, da Est e Sud è sovrastato da un fabbricato di tre piani e da Ovest da altri alberi. Per quanto riguarda invece la sostanziale uniformità dei parametri microclimatici registrati a Padova lungo il canale (stazione Goito Nord) e lontano dal Canale (stazione Piazzale Firenze) questa può verisimilmente ricondursi anche qui alla prossimità di un vasto giardino pubblico e, probabilmente, all'apprezzabile estensione del verde privato nella zona.

Fra i parametri ecologici attraverso i quali si può esprimere la disponibilità idrica i parametri più frequentemente usati sono l'umidità relativa (RH), che deriva dal deficit di saturazione della pressione di vapore (VPD), che è temperatura-dipendente, e il potenziale idrico dell'aria (Ψ_{wv}) (che cresce esponenzialmente in presenza di riduzioni poco significative di RH). L'elaborazione dei dati restituiti dai data logger mostra come nelle stazioni orientate lungo i canali si sono registrati valori più elevati di umidità relativa con differenze fra i valori medio annui non elevate (1% circa), anche se per alcune coppie di stazioni le differenze sono quantificabili nell'ordine del 5%. Le differenze appaiono più significative nei valori medi mensili dei massimi e dei minimi che, in corrispondenza dei mesi estivi, possono in alcune stazioni arrivare a valori rispettivamente superiori del 4% e del 2,5%. Se poi si analizzano i singoli valori registrati dai data logger ogni 30 minuti, si possono apprezzare scostamenti di umidità relativa tra i transetti orientati lontano da canali rispetto a quelli orientati lungo i corsi d'acqua anche del 28% a favore di questi ultimi. Il gradiente di RH è apprezzabile anche per le medie mensili dell'umidità relativa registrate nella fascia di un ora che precede l'alba, in corrispondenza della quali i valori di RH sono mediamente maggiori del 4%. nelle

stazioni orientate lungo i canali. Ciò porta a concludere che i licheni presenti nelle stazioni prossime ai canali sono mediamente più idratati nella fase di maggiore attività fotosintetica. Molto più significativi appaiono i gradienti dei valori medi annui del deficit di saturazione della pressione di vapore (VPD) superiori dell'8% a Udine e del 6% a Padova lungo i transetti orientati lontani dai canali in corrispondenza dei quali, quindi, si riscontrano condizioni di maggior secchezza dell'aria. Per alcune coppie la differenza nei valori medio annui ammonta a oltre il 15% [Via Caltanissetta (LDV 77) - Via Marsala (LDV 54)]. La tendenza trova conferma anche in riferimento alle medie mensili dei massimi e dei minimi che, sempre nella coppia di cui sopra, è più elevato rispettivamente del 12% e del 10% nella stazione posta in lontananza dai canali. Interessanti anche le notevoli differenze delle medie annue riferite alla fascia di un ora prima dell'alba che vede, in alcune coppie, scarti anche del 31 % [es: Coppia Goito Sud (LDV 70) – Siracusa LDV 31)]. Anche per il potenziale idrico (Ψ_{wv}) le differenze percentuali delle medie annuali dei massimi tra le coppie di stazioni poste in prossimità o in lontananza dai canali appaiono significative (dal 3 al 17%). A Udine per il transetto orientato lontano dal canale si sono calcolate medie annue dei massimi di Ψ_{wv} più negative del 35% rispetto al transetto di confronto (par. 3.2.5). I dati registrati consentono di apprezzare differenze importanti tra i due transetti anche per le temperature con valori mediamente superiori lungo i transetti lontano dai canali. A Padova la temperatura media annua in corrispondenza del transetto lontano dal canale è superiore di 0,43 °C rispetto al transetto vicino al canale. A Udine questa differenza sale a 0,72 °C. Più significativi appaiono i dati relativi alle medie mensili dei massimi e dei minimi di temperatura con differenze nei valori medi dei massimi nei mesi estivi anche superiori ai 2 °C [Udine, coppia Via D'Ascoli (LDV 69) – Viale Europa Unita (LDV 14)]. Le differenze sono significative anche per le medie calcolate relativamente alla fascia di un'ora prima dell'alba e successiva allo zenith, rispettivamente la più fredda e la più calda della giornata. Per alcune coppie il valore medio mensile di luglio della fascia di un'ora prima dell'alba in corrispondenza del canale è inferiore di mezzo grado rispetto a quello registrato nella corrispondente stazione di confronto.

I risultati ottenuti consentono di apprezzare anche il ruolo che l'intensità edificata ha nel condizionare la biodiversità lichenica (vedi par. 3.2.6). Si è infatti osservata una costante tendenza alla diminuzione di LDV procedendo dalle stazioni di periferia alle stazioni del centro città. Questo costante decremento (Fig. 3.16 a) può essere attribuito al significativo peggioramento del mesoclima sempre

più caldo/arido (Fig. 3.16 - b - c) che tipicamente caratterizza le aree fortemente antropizzate (Oke, 1995). Si è potuto però osservare come la presenza dei canali determini una mitigazione dell'effetto isola di calore a causa della maggiore umidità dell'aria e di minori temperature alle quali è possibile associare non solo un incremento di LDV ma anche una maggiore ricchezza floristica dei popolamenti lichenici epifiti lungo i canali. Quanto sopra grazie alla penetrazione di taxa mediamente tolleranti o poco tolleranti l'eutrofizzazione, quest'ultima considerata la principale causa del declino della vegetazione lichenica sugli alberi lungo le strade maggiormente trafficate (Brawn et al., 1977; van Dobben et al., 2001; Davies et al., 2007; Seed et al., 2013; Paoli et al., 2013).

I risultati ottenuti rispetto alle concentrazioni degli inquinanti aerodiffusi considerati in questo studio (NO_x , NO_2 ed SO_2) non consentono invece di associare all'alterazione della qualità dell'aria le differenze di LDV tra le stazioni poste lungo i canali rispetto a quelle poste lontano da esse. In taluni casi la concentrazione degli inquinanti è superiore in corrispondenza della stazione posta lungo il canale e in altri invece nella stazione posta lontano dal canale (par. 3.3, fig. 3.17 e 3.18). A maggior sostegno di quanto sopra si noti come, in corrispondenza di tre delle 8 coppie di stazioni, a livelli maggiori di inquinamento aerodiffuso corrispondono valori di LDV comunque superiori nelle stazioni poste in prossimità dei canali. Va poi osservato che i dati di centralina sono generalmente inferiori rispetto a quanto invece è risultato dalle analisi eseguite con i campionatori passivi. Le differenze sono contenute laddove si confrontano i tenori di NO_2 mentre la forbice si amplia notevolmente per le concentrazioni di NO_x ed NO (Tab 3.1). Il contributo di SO_2 non è apparso mai significativo considerato che i valori medi del periodo di misurazione, di poco superiore a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, coincidono sostanzialmente con i dati di centralina. Dai risultati riportati nella tabella 3.1 emerge chiaramente che le concentrazioni di NO_x misurate dai campionatori passivi siano costantemente inferiori rispetto ai dati di centralina. Le stime delle concentrazioni di due inquinanti aerodiffusi (NO_x ed NO) non sono state quindi particolarmente affidabili, sovrastimando le reali concentrazioni. I fornitori dei campionatori passivi (Par. 2.6) certificano un'incertezza del 24% nella misura di NO_x , ma questa elevata disparità tra i valori registrati dalle centraline fisse e quelli osservati mediante l'impiego dei campionatori passivi rendono alquanto problematica l'interpretazione dei dati. Una spiegazione può essere ricercata nelle distanze a volte notevoli, soprattutto a Padova (vedi fig. 3.19), tra stazioni di campionamento e centraline. Va però considerato che anche in quei casi nei quali

la distanza fra le stazioni di rilevamento e le centraline fisse sono contenute (vedi fig. 3.20) le concentrazioni di NO_x e di NO misurati con i campionatori passivi sono superiori al doppio di quelli registrati dalla centralina.

L'associazione tra incremento della biodiversità lichenica e la maggiore disponibilità idrica riscontrata in prossimità dei canali ha trovato un valido supporto nei risultati ottenuti dall'applicazione di diversi test statistici (par. 3.4). La correlazione tra LDV e i parametri ambientali considerati in questo studio è stata indagata separatamente per le due città (par. 3.4.3) in considerazione dei risultati della PCA e del Test U di Mann-Whitney che evidenziano importanti differenze tra i due centri urbani. A Padova sono mediamente più elevati i valori di NO_x , NO_2 ed RH mentre i valori di VPD e Ψ_{wv} (in valore assoluto) sono mediamente più elevati a Udine (par. 3.4.2). L'analisi statistica dei dati ha dimostrato, per Udine, una correlazione statisticamente significativa tra i valori di LDV con tutti i parametri microclimatici (T, RH, VDP, Ψ_{wv}) e con l'intensità edificata ma non con le concentrazioni di NO_x ed NO_2 . A Padova si è apprezzata solo una importante tendenza alla correlazione tra LDV e i parametri ambientali considerati in questo studio, ciò probabilmente a causa della ridotta numerosità campionaria. Pur non potendosi riferire di una correlazione statisticamente significativa, va comunque evidenziato che è sempre apprezzabile una forte tendenza di LDV a diminuire con l'aumentare della concentrazione degli inquinanti (Fig. 3.28) e che l'assenza di correlazioni pare essere ragionevolmente riconducibile alla scarsa numerosità campionaria. È stata inoltre ampiamente dimostrata la significatività statistica delle differenze fra le stazioni in prossimità e quelle lontano dai canali per i valori di LDV e dei parametri microclimatici (T, RH, AH, VDP, Ψ_{wv}). Diversamente non appaiono statisticamente significative le differenze misurate per le concentrazioni di NO_x ed NO_2 .

I dati ottenuti consentono quindi di riconoscere nella disponibilità idrica uno dei fattori più importanti nel condizionare la diversità lichenica negli ambienti urbani. In accordo con le evidenze di letteratura, la maggiore idratazione pare essere importantissima per garantire una sufficiente attività metabolica e mantenere quindi attivi i meccanismi difensivi contro i possibili danni causati dalla presenza di elevate concentrazioni di inquinanti. Recentemente è stato infatti ipotizzato che la resistenza dei licheni ad alcuni inquinanti fotochimici notoriamente fitotossici sia legata ai meccanismi di resistenza al disseccamento tipici di tali organismi (Piccotto et al., 2011; Candotto Carniel et al., 2011). La disidratazione e la successiva reidratazione del citoplasma in presenza di

un'atmosfera ossidante determina la formazione di ROS, cioè quelle stesse molecole che sono indotte dai più importanti inquinanti gassosi (NO_x e O_3) (Weissman et al., 2005; Weissman et al., 2006). Tali molecole, se eccedono la capacità antiossidante della cellula alterano i lipidi, le proteine e il DNA. I licheni hanno evoluto alcuni meccanismi di difesa per far fronte agli stress che includono la costituzione di un efficiente corredo di sostanze antiossidanti, enzimatiche e non, e l'accumulo di zuccheri riducenti per la vitrificazione del citoplasma a protezione dell'ultrastruttura cellulare (Kranner et al., 2008). Recenti studi hanno inoltre permesso di ipotizzare che vi sia una certa specie-specificità nell'efficienza dei corredi antiossidanti e che le differenze siano imputabili alle diverse ecologie delle specie. È stato infatti osservato che specie xerofile, adattate a superare protratti ed intensi periodi di disidratazione spesso anche in ambienti a forte luminosità, sono in grado di ripristinare a livelli ottimali il loro corredo antiossidante molto più rapidamente rispetto a specie igrofile (Kranner, 2002; Kranner et al., 2003). Ciò potrebbe concorrere a spiegare perché gli ambienti urbani, che sono caratterizzati non solo da elevate concentrazioni di inquinanti, ma anche da maggiore aridità ambientale, per il ben noto fenomeno delle "isole di calore" (Oke, 1995), sono colonizzati più facilmente da specie xerofile piuttosto che da specie igrofile (Loppi et al., 2002).

5. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti in questa sperimentazione, che meriteranno certamente ulteriori approfondimenti di carattere ecofisiologico, conducono inequivocabilmente alla conclusione che la maggiore o minore sensibilità dei licheni all'ambiente urbano è determinata in maniera significativa dalla disponibilità idrica. Per la prima volta, grazie a una meticolosa pianificazione sperimentale, è stato infatti possibile circostanziare, a ridotta scala locale, l'importante ruolo svolto dei fattori microclimatici, e in particolare dell'umidità dell'aria, nel favorire la colonizzazione lichenica in ambiente urbano, sia in termini di numero di taxa che di copertura dei popolamenti lichenici epifiti. L'umidità atmosferica può quindi essere considerata, a buon diritto, fra le variabili che favoriscono la persistenza e la ricolonizzazione dei licheni in ambiente urbano.

L'approccio critico con cui è stato effettuato l'insieme delle indagini, inoltre, permetterà di proporre alcune modifiche sostanziali ai protocolli interpretativi dei valori di biodiversità lichenica, aprendo nel contempo delle ulteriori prospettive di ricerca molto stimolanti. Indagini di carattere ambientale che prevedono l'uso dei licheni quali bioindicatori dell'inquinamento atmosferico devono infatti considerare possibili variazioni indotte da altri parametri ambientali, spesso tuttavia trascurati.

I risultati permettono, inoltre, di confermare la notevole importanza del meso- e micro-clima per la sopravvivenza dei licheni in ambiente urbano rispetto agli attuali livelli di inquinamento atmosferico, suggerendo che, quando le concentrazioni di specifici inquinanti, in particolare SO_2 , sono trascurabili, il fattore chiave diventa effettivamente la disponibilità idrica. Si può quindi ipotizzare, che gli scenari climatici futuri, che prevedono un innalzamento delle temperature e una maggiore erraticità dei fenomeni piovosi, potrebbero avere pesanti implicazioni per la sopravvivenza dei licheni in ambiente urbano.

I risultati ottenuti, infine, riaprono parzialmente la discussione sulla "drought hypothesis" e sul ruolo di NO_x quali agenti stressogeni nei licheni.

6. BIBLIOGRAFIA

A

AFNOR, 2008. Biosurveillance de l'environnement – Détermination d'un indice biologique de lichens épiphytes (IBLE). NF X43-903.

AFNOR, 2014. Final version of EN 16413 "Ambient air – Biomonitoring with lichens – Assessing epiphytic lichen diversity. NF X43-903.

ANPA, 2001. I.B.L. Indice di Biodiversità Lichenica. ANPA, Serie Manuali e Linee Guida 2/2001, Roma.

Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L. et al., 2002. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In: Monitoring with lichens – Monitoring lichens. NATO Science Series, IV, (NIMIS P.L., SCHEIDEGGER C., WOLSELEY P., eds.). Kluwer, Dordrecht, Vol. 7, 2002, pp. 273–279.

B

Brawn K., Ogden J.D. III, 1977. Lichen diversity abundance as affected by traffic volume in a urban environment. *Urban Ecology* 2: pp 235-244.

Brown R.H., Harvey R.P., Purnall C.J., and Saunders K.J., 1984. A Diffusive Sampler Evaluation Protocol. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 45 (1984) p. 67.

C

Candotto Carniel F., Bertuzzi S., Francini A., Pellegrini E., Tretiach M. 2011. Desiccation tolerance in the hygrophilous lichen *Parmotrema perlatum* and in its isolated *Trebouxia photobiont*. In: Book of Abstracts, 7th Symposium of the International Association for Lichenology, 9-13 January 2012, Bangkok, Thailand, p. 74.

Cepeda Fuentes J.M., Garcia Rowe J., 1998. The effect of air pollution from nitrogen dioxide (NO₂) on epiphytic lichens in Seville, Spain. *Aerobiologia* 14: pp 241-247.

Cislaghi C., Nimis P.L., 1997. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*, 387: pp 463-464.

Coppins B.J., 1973. The 'drought hypothesis'. In Ferry BW, Baddeley MS, Hawksworth DL, eds, *Air pollution and lichens*. University of Toronto Press, Toronto: pp 124-142.

Cristofolini F., Giordani P., Gottardini E., Modenesi P., 2008. The response of epiphytic lichens to air pollution and subsets of ecological predictors: a case study from the Italian Prealps. *Environ Pollut* 151: pp 308-317.

D

Davies L., Bates J.W., Bell J.N., James P.W., Purvis O.W., 2007. Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environ Pollut* 146: pp 299-310.

Deltoro VI., Gimeno C., Calatayud A., Barreno E., 1999. Effects of SO₂ fumigations on photosynthetic CO₂ gas exchange, chlorophyll a fluorescence emission and antioxidant enzymes in the lichens *Evernia prunastri* and *Ramalina farinacea*. *Physiol Plant* 105: pp 648-654.

E

EN 16413, 2014. Ambient air — Biomonitoring with lichens — Assessing epiphytic lichen diversity. Comité Européen de Normalisation.

Erisman J.W., Grennfelt P., Sutton M., 2003. The European perspective on nitrogen emission and deposition. *Environ Int* 29: pp 311-325.

European Environmental Agency, 2010. European Union Emission Inventory Report 1990-2008 Under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Technical Report 7/2010. EEA, Copenhagen.

F

Ferry B.W., Baddeley M.S., Hawksworth D.L. (eds.) 1973. *Lichens and Air Pollution*. University of Toronto Press, Toronto, 390 pp.

Fields R.F., 1988 Physiological responses of lichens to air pollutant fumigations In Nash III TH, Wirth V, eds, *Lichens, bryophytes and air quality*. Bibliotheca Lichenologica 30, Cramer J, Berling-Stuttgart: pp 175-200.

G

Giordani, P., 2006. Variables influencing the distribution of epiphytic lichens in heterogeneous areas: a case study for Liguria, NW Italy. *Journal of Vegetation Science* 17: pp 195 e 206.

H

Harper M., 2000. Review— Sorbent trapping of volatile organic compounds from air. *J Chrom* 885: pp 129-151.

Hawksworth D.L., Rose F., 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: pp 145-148.

Hawksworth D.L., 2002. Bioindication: calibrated scales and their utility. In Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, eds, *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: pp 11-20.

I

Isocrono D., Matteucci E., Ferrarese A., Pensi E., Piervittori R., 2007. Lichen colonization in the city of Turin (N Italy) based on current and historical data. *Environ Pollut* 145: pp 258-265.

K

Kandler, O., Poelt J., 1984. Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. *Naturwiss. Rundschau*, 37: pp 90-95.

Kranner I., 2002. Glutathione status correlates with different degrees of desiccation tolerance in three lichens. *New Phytologist*, 154: pp 451–460.

Kranner I., Zorn M., Turk B., Wornik S., Beckett R.P., Batic F., 2003. Biochemical traits of lichens differing in relative desiccation tolerance. *The phytologist*, 160(1): pp 167-176.

Kranner I., Beckett R., Hochman A., Nash T.H. III, 2008. Desiccation-tolerance in lichens: a review. *Bryologist*, 111: pp 576-593.

L

Lange O.L., Green T.G.A., 2008. Diel and seasonal courses of ambient carbon dioxide concentration and their effect on productivity of the epilithic lichen *Lecanora muralis* in a temperate, suburban habitat. *Lichenologist* 40: pp 449-462.

LeBlanc F., Rao D.N., 1973. Evaluation of the pollution and drought hypotheses in relation to lichens and bryophytes in urban environments. *Bryologist* 76: pp 1-19.

Loppi S., Ivanov D., Boccardi R., 2002. Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (central Italy). *Environ Pollut* 116: pp 123-128.

M

Manuale Operativo ANALYST – 07/12 – rev. 5, www.aquariasrl.com.

Manuale Radiello – Fondazione Salvatore Maugeri, 2003
http://www.radiello.com/italiano/download_it.htm.

Miani N., Morgan B., Grahonja R., Fragiaco L., 2003. Monitoraggio dell'inquinamento atmosferico della provincia di Trieste tramite la biodiversità dei licheni epifiti. *Biologi Italiani* 1: pp 56-60.

Miani N., Skert N., Marcuzzi F., 2006. Biomonitoraggio dell'inquinamento da gas fitotossici nel comune di Udine tramite licheni come bioindicatori
http://dati.arpa.fvg.it/fileadmin/Temi/Aria/biomonitoraggio_licheni/relazione_IBL_UDI_NE.pdf.

Mosca S., Bacaloni A., Rotatori M., 2009. Messa a punto, validazione e valutazione su campo di innovativi sistemi di campionamento. Tesi di Dottorato, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo – Università degli Studi di Roma La Sapienza.

N

Namiesnik J., Bozema Z., Kot-Wasik A., Partyka M., Wasik A., 2005, Passive sampling and/or extraction techniques in environmental analysis: a review. *Anal Bioanal Chem* 381: pp 279-301.

Nash III T.H., 1973. Sensitivity of lichens to sulfur dioxide. *Bryologist* 76: pp 333-339.

Nash III T.H., 1997. *Lichen Biology*. Cambridge University Press, London.

Nash III T.H., Wirth V., 1988. *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. Cramer, Berlin, 297 pp.

Nimis P.L. 1985a. Urban lichen studies in Italy 1st: the town of Trieste. *Studia Geobotanica* 5: pp 49-74.

Nimis P.L. 1985b. Urban lichens studies in Italy II: the town of Udine. *Gortania* 7: pp 147-172.

Nimis P.L., Castello M., Perotti M., 1990. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* 22: pp 333-344.

Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P. (Eds.), 2002. *Monitoring with Lichens e Monitoring Lichens*. Kluwer, Dordrecht.

Nimis P.L., Martellos S., 2008. ITALIC –The information ysem on Italian Lichens Version 4.0. <http://dbiodbs.univ.trieste.it/>.

O

Oke T.R., 1995. The heat island of the urban boundary layer: characteristics, causes and effects. In Cermak JE, Davenport AG, Plate EJ, Viegas DX, eds, *Wind Climate in Cities*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: pp 81-108.

P

Paoli L., Munzi S., Fiorini E., Gaggi C., Loppi S., 2013 Influence of angular exposure and proximity to vehicular traffic on the diversity of epiphytic lichens and the bioaccumulation of traffic-related elements. *Environmental Science and Pollution Research* 20: pp 250 – 259.

Purvis,W., 2000. *Lichens*. - The Natural History Museum. London.

Purvis O.W., Seaward M.R.D., Loppi S., 2006. Lichens in a changing pollution environment: an introduction. *Environmental Pollution* 146: pp 291e 292.

Piccotto M., Bidussi M., Tretiach M., 2011. Effects of the urban environmental condition on the chlorophyll a fluorescence emission in transplants of three ecologically distinct lichens. *Environmental and Experimental Botany* 73: pp 102-107.

Pinho P., Augusto S., Branquinho C., Bio A., Pereira M.J., Soares A., Catarino F., 2004. Mapping lichen diversity as a first step for air quality assessment. *J Atmos Chem* 49: pp 377-389.

R

Richardson,D.H.S., 1992. *Pollution monitoring with lichens*. – Richmond. Slough, UK

Rose C. I. & Hawksworth D.L., 1981. Lichen recolonization in London`s cleaner air. – *Nature*, 289: pp 289-292.

Rydzak J., 1969. Lichens as indicators of the ecological conditions of the habitat. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 23: pp 131-164.

S

Seaward M.R.D., 1997. Urban deserts bloom: a lichen renaissance. - *Bibliotheca Lichenologica* 67: pp 297-309.

Seaward M. R. D. & Letrouit-Galinou M., 1991. Lichen recolonization of the trees in the Jardin du Luxembourg, Paris. – *Lichenologist*, 23: pp 181-186.

Seed L., Wolseley P., Gosling L., Davies L., Power S.A., 2013. Modelling relationships between lichen bioindicators, air quality and climate on a national scale. Results from the UK OPAL air survey. *Environmental Pollution* 182: pp 437-447.

Sparrius L.B., 2007. Response of epiphytic lichen communities to decreasing ammonia air concentrations i a moderately polluted area of The Netherlands. *Environmental Pollution* 146 (2): pp 375-379.

T

Tretiach M., Pavanetto S., Pittao E., Sanità di Toppi L., Piccotto M. 2012. Water availability modifies tolerance to photo-oxidative pollutants in transplants of the lichen *Flavoparmelia caperata*. *Oecologia*, 168: pp 589-599.

V

Van Dobben H.F. & De Bakker A.J., 1996. Re-mapping epiphytic lichen biodiversity in the Netherlands: effects of decreasing SO₂ and increasing NH₃. - *Acta Botanica Neerlandica*, 45: pp 55-71.

Van Dobben H.F., Wolterbeek H.T., Wamelink G.W., Ter Braak C.J., 2001. Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants. *Environ Pollut* 112: pp 163-169.

Van Herk C.M., 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. - *Lichenologist* 31: pp 9-20.

Van Herk C.M., 2002. Epiphytes on wayside trees as an indicator of eutrophication in the Netherlands. In Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, eds, *Monitoring with lichens - Monitoring lichens*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: pp 285-289.

VDI 3799 Part 1, 1995 (withdrawn in 2004-10). Measurement of immission effects – Measurement and evaluation of phytotoxic effects of ambient air pollutants (immissions) with lichens – Mapping of lichens for assessment of the air quality. Berlin: Beuth-Verlag.

Von Arb C., Mueller C., Ammann K., Brunold C., 1990. Lichen physiology and air pollution. II. Statistical analysis of the correlation between SO₂, NO₂, NO and O₃, and chlorophyll content, net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor. *New Phytol* 115: pp 431-437.

W

Weissman L., Garty J., Hochman A., 2005. Rehydration of the lichen *Ramalina lacera* results in production of reactive oxygen species and nitric oxide and a decrease in antioxidants. *Applied Environmental Microbiology*, 71: pp 2121-2129.

Weissman L., Fraiberg M., Shine L., Garty J., Hochman A., 2006. Responses of antioxidants in the lichen *Ramalina lacera* may serve as an early-warning bioindicator system for the detection of air pollution stress. *FEMS Microbiology Ecology*, 58: pp 41-53.

Wirth V., 1987. The influence of water relations on lichen SO₂-resistance. *Biblioth lichenl* 25: pp 347-350.

Wirth V., 1995. *Die Flechten Baden-Württembergs*, II Aufl., voll. 1+2. E. Ulmer, Stuttgart.

RINGRAZIAMENTI

Un ringraziamento particolare va al mio tutor, prof. Mauro Tretiach, per la fiducia che ha voluto concedermi già dal primo incontro pur sapendo che, dopo quindici anni di lavoro in ambiti diversi da quelli della ricerca scientifica, ero privo di adeguate conoscenze metodologiche nel campo della ricerca e nel campo della lichenologia. Un grazie anche per l'indispensabile e prezioso supporto dato a questo lavoro che non sarebbe stato possibile realizzare senza il costante indirizzo all'attività di ricerca, i mezzi e le risorse rese disponibili.

Grazie a Fiore Capozzi, per la sincera amicizia e per il prezioso aiuto nel lavoro di campo e per l'analisi statistica dei dati.

Grazie anche a Elena Pittao, per la sua generosità e l'aiuto nell'uso delle tecniche di microscopia e per l'analisi statistica dei dati.

Un sincero grazie al prof. Pierluigi Barbieri e ad Arianna Tolloi per il loro aiuto per le analisi chimiche. Grazie soprattutto ad Arianna per il generoso e indispensabile supporto in tutte le fasi relative all'analisi ed elaborazione dei risultati delle analisi di laboratorio.

Non posso non ringraziare il prof. Andrea Nardini, per i preziosi suggerimenti, e Tadeja Savi per la simpatia e l'aiuto nel campo delle formule.

Infine non potrò mai ringraziare a sufficienza tutto il "gruppo Tretiach": Danijela Kodnick, Alice Montagner, Teresa Craighero, Massimo Bidussi, Fabio Candotto Carniel, Stefano Bertuzzi e Lorenzo Fortuna che assieme a Fiore Capozzi, Elena Pittao e Andrea Moro hanno reso speciali questi anni con la loro allegria e simpatia. Grazie per il continuo aiuto nel lavoro di tutti i giorni. A Lorenzo un particolare ringraziamento per l'aiuto con le tabelle pivot.